

EFFECTO DE LA MINERÍA DE ÁRIDOS EN DUNAS DEL SUDESTE BONAERENSE SOBRE LA BIOTA CON ÉNFASIS EN *Ctenomys talarum*



Tesis Doctoral

Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales - UNMDP
Comisión de Investigaciones Científicas

Autor: Lic. Bernardo Daniel Taverna

Directores: Dr. Daniel

Antenucci, Dr. Julio Luis del Río

Dr. Daniel Antenucci

Dr. Julio Luis del Río

Lic. Bernardo Daniel Taverna

INDICE

Pag

AGRADECIMIENTOS	1
RESUMEN	3
ABSTRACT	4
INTRODUCCIÓN	5
HIPÓTESIS	9
OBJETIVO GENERAL	9
OBJETIVO PARTICULARES	9
ÁREA DE ESTUDIO	10
ANTECEDENTES	11
CARACTERÍSTICAS DE LAS BARRERAS MEDANOSAS	11
Características y Origen Geológico de las Barreras Medanosas	11
Barrera Medanosa Oriental	11
Características Geográficas de la Barrera Medanosa Oriental	12
Climatología del sector	13
Características Biogeográficas de las Barreras Medanosas	14
La Barrera de Patagones (BP)	14
La Barrera Medanosa Austral (BMA)	15
La Barrera Medanosa Oriental (BMO)	16
Características Bióticas Locales	17
Flora presente en la Arenera Querandí	17
Fauna encontrada en la Arenera Querandí	18
ACTIVIDADES ANTRÓPICAS SOBRE LAS DUNAS COSTERAS	20
Ganadería en las dunas	21
Forestaciones	21
Urbanizaciones sobre las dunas costeras	22
Minería de Arenas	23
Areneras de la provincia de Buenos Aires	23
El Modelo Extractivo en la Arenera Querandí	26
UTILIZACIÓN DE BIOINDICADORES COMO TÉCNICA DE MEDICIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL	29
<i>Ctenomys talarum</i> como bioindicador de perturbación dunicola	30
Especie clave e Ingeniero Ecosistémico	30
Hábito semifosorial	30
Relación con la Vegetación	31
Relación con las fluctuaciones del nivel freático	31
<i>Ctenomys talarum</i> como indicador en dunas costeras extremadamente perturbadas por actividades antrópicas como la minería de dunas	32
METODOLOGÍA	34
Distribución de las áreas de explotación a lo largo del tiempo	34
Relevamiento de la distribución de <i>Ctenomys talarum</i> en relación con los sectores de explotación	35
Precipitaciones	35
Superficie de Encharcamiento	35
Plano altimétrico	36
Análisis Granulométrico del sedimento	36
Análisis de ph del suelo	37
Análisis de compactación del sustrato	37
Análisis general de Transporte Eólico	37

Estudio de la composición química del suelo	38
Biomasa vegetal	39
Cobertura Vegetal	39
Biodiversidad vegetal	39
Índices de Vegetación	39
Beta Diversidad	40
Ensamblajes vegetales	40
Análisis estadístico	41
RESULTADOS	42
Distribución de <i>Ctenomys talarum</i> en el área de estudio	42
Caracterización de las precipitaciones	45
Variación Freática	47
Estudio piezométrico estático para cuerpos de agua subterránea	48
Mapas de Encharcamientos	49
Análisis granulométrico de los sedimentos	54
pH del suelo	56
Compactación del suelo	56
Transporte eólico de arenas	57
Nutrientes del suelo	61
Estudios de Vegetación	62
DISCUSIÓN	75
Factores Bióticos	77
Factores Abióticos	83
Superficies Anegables	89
Consideraciones Finales	92
Estudios a Futuro	94
CONCLUSIONES	95
BIBLIOGRAFÍA	97

AGRADECIMIENTOS

Pensar en los agradecimientos en un trabajo tan extenso como el que aquí se presenta, es sin duda alguna una de las empresas más laboriosas de todo el texto. Uno debe tratar de ser tan preciso como se pueda para darle lugar a todas aquellas personas que de una manera u otra han contribuido con el trabajo general, y esto incluye desde lo meramente académico hasta lo emocional y afectivo, que muchas veces queda relegado ante lo supuestamente importante.

Debo establecer, sin embargo, que mi memoria no goza de la prodigiosa capacidad que presumía Don Funes en el cuento del inmortal Jorge Luis Borges, razón por la cual me excuso de antemano por la ausencia de nombres a la que daré lugar en este apartado. De todos modos, sepan todos que si figuran de una manera u otra en estos agradecimientos es porque verdaderamente son personas especiales para quien suscribe estas palabras.

Queda por fin comenzar oficialmente con la sección y debo agradecer en primer lugar a mis directores, Dr. Julio Luis del Río y Dr. Daniel Atenucci, quienes han confiado en mí para llevar a cabo esta tesis y han compartido su extenso conocimiento conmigo. Ha sido un orgullo compartir esta experiencia con ellos. Cabe mencionar, también, la buena predisposición y la ayuda brindada por Margarita Arbelaiz, la propietaria de la arenera, y toda la gente de la Arenera Querandí, José, Isabel y su familia, que colaboraron para que se realizarán estos estudios y que siempre mostraron buena predisposición por estos estudios, apoyando incluso con material de distintos documentos.

Un lugar destacadísimo posee mi familia en toda esta historia, sin ninguna duda, no hubiera podido realizar ni la mitad de lo que he hecho si no hubiera sido por su apoyo, comprensión y amor. Mi padre que ha sido, prácticamente mi pasante y mi incansable compañero de campo, siempre apoyando como el Dr. Watson a Sherlock Holmes. Mi madre, que me esperaba pacientemente después de los largos días de campo con mates y comida para poder descansar de las arduas tareas. Mi hermana, compañera y confidente, que escucho mis reflexiones una y otra vez dándome un punto de vista siempre nuevo y fresco. Por supuesto, no me puedo olvidar de la persona más importante de mi pequeño mundo, mi amado sobrino, Luca es la frescura de la niñez y el calor de la inocencia, no tengo más que afecto y amor por él, y espero haberle servido al menos de un mínimo ejemplo para su futuro. Finalmente, debo agradecer el interés de tíos y primos, que nunca dejaron de preguntar sobre mis avances y felicitarme por mis logros.

Debo reconocer también, al maravilloso grupo de trabajo que he encontrado en el grupo de Geología Ambiental, compañeros que se han transformado en íntimos amigos y que han batallado este camino conmigo codo a codo, Ceci Coffe, Karen, David, Juli, y Mariana. Personas maravillosas, amigos entrañables, me han enseñado muchísimo y espero de algún modo haber podido retribuirles todo lo que me han ofrecido. Dentro de este apartado, debo reconocer a Ceci Finocchietti, quién ha contribuido especialmente con su trabajo en mapas en esta tesis, y sin cuyo trabajo, buena onda y buena predisposición, tal vez no podría haber terminado con esta tesis.

Al Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, a todos sus miembros que me han tratado desde el principio como si siempre hubiera trabajado ahí, sin dudas un espacio súper cálido con investigadores de primera calidad en todo aspecto. Un reconocimiento especial a los cerebros fumigados, el maravilloso grupo de becarios y jóvenes investigadores del Instituto, con quienes hemos compartido desde trabajos y cursos hasta cervezas y risas, momentos maravillosos.

Al Dr. Tristán Simanauskas quién me ha enseñado el gran camino de la divulgación científica así como la importancia de esta disciplina como fuente de unión entre la academia y la comunidad.

Dicen que los amigos son la familia que uno elige, y si esta sentencia es verdadera, debo reconocer que entonces he sido afortunado pues tengo una inmensa familia. Mucha gente ha estado cerca mío, amigos de distintos ámbitos, de todos los colores, pero todos igual de importantes.

Mis amigos de la carrera, profesionales todos de primera categoría, que han demostrado lo divertida que puede ser la biología cuando se comparte con gente tan genial como ellos, incondicionales en todas las situaciones, lo mejor que tiene la facultad es a gente como ustedes.

A la Patruya, hermanos de armas virtuales con los que hemos compartido juegos, pero también asados e historias, su apoyo se ha sentido siempre cerca a pesar de las distancias.

Al Poker Tour Wiscochero, un grupo fantástico de amigos que me han bancado más de una vez en distintos momentos siempre con la misma fuerza y aguante, grandes amigos y personas.

A los Garkas Gaming S. A., un sorprendente hallazgo previo a la pandemia, grandes amigos que están siempre para compartir un rato de juegos virtuales pero también una oreja para ayudar con los problemas.

A mis ex compañeros del call center, amistades duraderas que a pesar del tiempo que ya no estoy en ese trabajo siguen sintiéndose como el primer día.

Otra parte importante, aunque parezca irracional lo que voy a decir, se la debo a Karate. Esta disciplina me ha transmitido tantas cosas y me ha enseñado tanto que me ha ayudado profundamente, al punto de que puedo aseverar que ha contribuido de forma importante en la obtención de este título. Este reconocimiento lo hago extensivo a mi sensei y mis compañeros de práctica todos ejemplos de comportamiento.

Finalmente, tengo que hacer una mención especial a Mariel, mi mejor amiga quién hoy no está conmigo. Tengo absoluta certeza que desde la estrella en la que se encuentre, está guiándome y cuidándome. A ella y a su familia, gracias.

Si he olvidado a alguien durante estos agradecimientos pido disculpas, supongo que, de algún modo, es la fortuna de contar con mucha gente buena a la cual agradecer. Para todas estas personas, mi más sentido y profundo agradecimiento.

RESUMEN

La minería de áridos es una de las actividades más importantes en el suministro de materiales a la industria de la construcción. Dentro de estos materiales se encuentra la arena. Este material puede ser extraído de distintos lugares, pero principalmente se extrae de lechos de ríos y de médanos de arena.

Los efectos perjudiciales de la actividad antrópica han sido documentados en los ambientes dunares. Distintas actividades como la urbanización, la tracción por vehículos o la minería, dan cuenta de efectos erosivos o de degradación en la integridad de estos ambientes. En Argentina, desde mediados del siglo XX, el continuo crecimiento de las urbanizaciones costeras ha demandado que el suministro de arena sea continuo para el área.

Para el caso de la costa atlántica, la arena utilizada en la construcción proviene de los médanos costeros ubicados en la barrera medanosa oriental. Esto genera una perturbación local, cuyo alcance no está estimado. Actualmente en la mencionada barrera, existe una única arenera legal que ejerce la minería de arena. Para evaluar el nivel de perturbación ambiental del área se utilizó un bioindicador.

La especie *Ctenomys talarum* posee una gran asociación con los médanos, debido a que es un organismo semi fosorial que se ocupa ambientes arenosos. Las características de su ciclo de vida lo vuelven un bioindicador ideal para establecer el grado de perturbación del área. Para llevar a cabo esta evaluación, se cuantificaron distintas variables de factores tanto bióticos como abióticos, así como la distribución de los individuos en el área, usando como proxy la ubicación de sus madrigueras. Para ello se midieron 4 sectores correspondientes con áreas de explotación, más un área de interduna dejada como conservación.

De los resultados se infiere que el principal efecto limitante sobre la dinámica de las poblaciones de tuco-tuco en el área se debe a que, debido a que las depresiones correspondientes a la extracción de arena generan encharcamientos en épocas de lluvia, se reduce el área potencial de ocupación para los individuos de tuco-tuco. Los factores abióticos se mantienen sin cambios en líneas generales, sin embargo, los factores bióticos parecen acompañar la dinámica hídrica de la zona. En zonas donde no ha habido extracción de áridos y se ha mantenido sin intervenciones apreciables la situación se revierte, los encharcamientos se reducen en comparación con las zonas explotadas aumentando el área de ocupación para los individuos. De esta manera la dinámica de tránsito de los tuco-tuco sería desde la zona no extractiva dentro del mismo ambiente minero hacia afuera a través de los conectores que quedan en las áreas explotadas, y viceversa, por lo que la dinámica de movimiento dentro del área no se interrumpiría. Futuros estudios completarán estos resultados.

ABSTRACT

Aggregate mining is one of the most important activities in the supply of materials to the construction industry. Sand is one of these materials. This sand can be extracted from different places, but extraction is mainly carried out in riverbeds and sand dunes.

The detrimental effects of human activity have been recorded in dune environments. Different activities such as urbanization, vehicle traction or mining, account for erosive or degradation effects on the integrity of these environments. In Argentina, since the middle of the 20th century, the continuous growth of coastal urbanizations has demanded that the supply of sand be continuous for the area, in order to maintain urban development.

In the case of the Atlantic coast, the sand used in construction comes from the coastal dunes located in the eastern dune barrier. This generates a local disturbance, the extent of which is not estimated. Currently in the aforementioned barrier, there is only one legal sand mining company that performs sand mining. Therefore, to evaluate the level of environmental disturbance in the area, a bioindicator was used.

The species *Ctenomys talarum* has a great association with the dunes, because it is a semi-fossorial organism that develops in sandy environments. The characteristics of its life cycle make it an ideal bioindicator to establish the degree of disturbance in the area. To carry out this evaluation, different biotic and abiotic factors were measured, as well as the distribution of individuals in the area, using the location of their burrows as a proxy. For this, 4 sectors corresponding to exploitation areas were measured, plus an area of interduna left as conservation.

The results showed that the main limiting effect on the development of the tuco-tuco populations in the area is due to the fact that, due to the depressions corresponding to the extraction of sand, they generate puddles in the rainy season, so that the area is reduced. employment potential for tuco-tuco individuals. Abiotic factors remain unchanged in general terms, however, biotic factors seem to accompany the hydric dynamics of the area. The situation is reversed in the conservation area, the ponding is reduced compared to the exploited areas, increasing the occupation area for individuals. In this way, the transit dynamics of the tuco-tuco could be from the conservation zone out through the connectors that remain in the exploited areas, and vice versa, so the dynamics within the area could not stop. Future studies will complete these results.

INTRODUCCIÓN

La minería de áridos se ha transformado en una de las principales actividades que suministran material a la industria de la construcción y que contribuyen a la generación de infraestructura urbana (Ayala Caicedo *et al.*, 1996). Los agregados usados más frecuentemente en la construcción y fabricación de concreto para edificar son aquellos que corresponden a la fracción arenas y gravas. Este material, tradicionalmente se extrae de regiones costeras ricas en este recurso y cercanas a los asentamientos humanos (Lithgow *et al.*, 2013).

Durante gran parte del siglo XX y durante el siglo XXI, el hombre ha producido importantes cambios en el litoral Atlántico de la provincia de Buenos Aires producto del acelerado crecimiento de los centros urbanos, y por ende de una mayor demanda de áridos para la construcción los cuales son extraídos de las arenas de dunas. A lo largo de la Costa Atlántica se desarrollan varios sistemas naturales de médanos, los cuales han sido objeto de actividades extractivas (Marcomini y López, 2006).

La explotación de arena en áreas costeras ha sido considerada un problema que genera continuos conflictos entre las distintas actividades humanas en dichas zonas (Marcomini y López, 2006). Estos autores mencionan y consideran una serie de perturbaciones ambientales en las costas de la provincia de Buenos Aires, cuya sumatoria ha afectado el ecosistema costero (Marcomini y López, 2006). La minería como actividad extractiva intensiva, genera cambios en el medio ambiente (del Rio *et al.* 1995) entre los que se pueden mencionar: alteraciones en la geomorfología; aumento de la inestabilidad de pendientes naturales y artificiales; incremento de la erosión y compactación del suelo; pérdida de flora y fauna; alteración de los ecosistemas naturales, modificación de acuíferos y niveles freáticos; inducción de inundaciones o generación de zonas pantanosas; cambios microclimáticos; mal uso del suelo luego del cese de la actividad (como rellenos sanitarios o vertederos); e impacto visual en el paisaje y reducción de la amenidad dada por los cambios en forma, volumen y color (Lithgow *et al.*, 2013). Las alteraciones de ambientes costeros naturales acelerada, por el incremento de las poblaciones humanas que se asientan en las zonas litorales artificializándolas, hace que surja la necesidad de tomar medidas que aseguren la preservación o, en su defecto, la restauración de estos ecosistemas tan valiosos (Lithgow *et al.* 2013).

Se han llevado a cabo pocos trabajos en el área costera de la provincia de Buenos Aires, referidos a los efectos que han tenido y tienen las actividades extractivas de áridos naturales en los ecosistemas y mucho menos la eficacia y eficiencia de las medidas de recuperación ambiental ensayadas por los productores mineros en el marco de su actividad. Fernández Montoni *et al.*, 2014, realizaron un estudio sobre la recuperación vegetal espontánea en zonas disturbadas por la extracción de arenas en dunas costeras localizadas en el Partido de General Madariga, en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires. Se llegó a la conclusión que, una vez que la actividad extractiva ha cesado, estas áreas pueden desarrollar espontáneamente una comunidad de plantas similar a la existente antes de la explotación, con un alto porcentaje de especies nativas (74%). Pero para que esto ocurra se requiere la presencia de un área circundante que no esté afectada por la minería, la cual cumpliría el rol de banco de semillas. Ese estudio dejó abiertas incógnitas respecto al comportamiento de la fauna, interrogantes que intenta abordar este trabajo como un primer paso en la comprensión de los procesos integrales que ocurren en ambientes altamente

disturbados. En las áreas mineras activas, que en el caso que nos ocupa reciben el nombre de areneras por ser la fracción arena de los médanos el árido que se extrae, se presupone una composición faunística poco diversa o ausente, sin embargo, no necesariamente es así. En este tipo de emprendimientos, y en particular en la arenera Querandí donde se realizó el estudio, se realiza una zonificación del área de explotación para realizar una extracción programada del recurso. Una vez que la actividad cesa o se despliega hacia otros sectores del yacimiento en explotación, en las áreas que quedan productivamente inactivas (desde el punto de vista minero) la flora rápidamente comienza a recolonizar los sectores, por lo que es esperable que la fauna acompañe el mismo proceso, aunque obvio es decirlo, con los cambios y adecuaciones que surgen de las alteraciones topográficas, del sustrato y de la relación aguas superficiales y subterráneas (Fernández Montoni *et al.*, 2013).

En una explotación minera, la sucesión animal se verá afectada tanto por el efecto sobre la diversidad de la flora local como por el cambio en las condiciones abióticas, que afectan a la estructura y disponibilidad del hábitat y a la capacidad funcional de los animales para actuar como dispersores de semillas y polinizadores. En el proceso de sucesión, los herbívoros no pueden colonizar una zona hasta que los recursos vegetales estén presentes y disponibles, lo que supone una forma de facilitación obligatoria (Buchori *et al.*, 2018). Del mismo modo, los depredadores y parásitos deben colonizar simultáneamente o después de la llegada de sus presas y huéspedes (Edwards, 1988). Esta dependencia de las variables del hábitat (por ejemplo, la presencia de alimentos o depredadores) se ha descrito mediante un modelo de acomodación del hábitat y se ha aplicado a situaciones como la colonización de hormigas en tierras minadas en Brasil (Majer, 1992). En este caso, los animales adquieren importancia como bioindicadores de la sucesión en el hábitat de restauración. Existen numerosos ejemplos de diferentes taxa utilizados como bioindicadores. Se pueden distinguir tres categorías básicas: bioindicadores ambientales, ecológicos y de biodiversidad. Los indicadores ambientales apuntan a evaluar cuantitativamente o semi-cuantitativamente una variable ambiental determinada estudiando la respuesta del fenotipo de un organismo, los tamaños poblacionales y la estructura de la comunidad. Por otra parte, los bioindicadores ecológicos se enfocan en los impactos de un factor ambiental en lugar de un nivel ambiental. Esta diferencia puede parecer sutil, pero hace alusión a que en los bioindicadores ambientales el criterio primario para considerar a uno como tal es la habilidad de establecer la presencia o nivel de un factor ambiental, en el caso de los indicadores ecológicos el objetivo es demostrar el impacto en un rango más amplio de organismos o de parámetros del ecosistema. Por último, están los bioindicadores de biodiversidad, en los cuales el objetivo es enfocarse en la diversidad de un grupo de organismos como un sustituto de la diversidad de una gama más amplia de organismos (Mc Geoch, 1998).

Se puede ver, por lo tanto, que diversos grupos de organismos pueden ser utilizados para distintas tareas de evaluación del ecosistema. Distintos taxa del reino animal pueden ser utilizados para evaluaciones ambientales. Existen, por ejemplo, antecedentes con mamíferos como pequeños roedores, murciélagos e incluso mamíferos marinos que involucran estudios diversos, desde análisis de factores ambientales hasta acumulación de contaminantes en los organismos (Pierce y Venier, 2005; Jones *et al.*, 2009; Hirata *et al.*, 2010; Kunz *et al.*, 2011; Avenant, 2011; Kasso and Blakrishnan, 2013; Taverna *et al.* 2016; Taverna *et al.*, 2017 a, 2017 b).

Gran cantidad de trabajos se han realizado también con aves con fines de los más diversos. Por un lado, se han usado como monitoreo de la biodiversidad con un perfil de conservación o para establecer el estado ambiental de los ecosistemas (Mac Nally *et al.*, 2004; Amat y Green, 2010; Chowdhury *et al.*, 2015; Belabed *et al.*, 2017). También se han usado aves para una amplia gama de estudios de contaminación y polución donde se evalúa el o los niveles de metales pesados, las especies objeto varían desde pingüinos hasta rapaces (Abdennadher *et al.*, 2011; Carravieri *et al.*, 2013; Lodenius y Solonen, 2013; Millaku *et al.*, 2014).

Uno de los taxa con mayor potencialidad es el de los artrópodos debido a la gran representatividad que poseen en los ambientes y la amplia cantidad de especies y géneros que se encuentran disponibles. Por estos motivos, se han llevado a cabo gran cantidad de estudios que involucran a los artrópodos, tanto terrestres como acuáticos. Entre estos análisis se pueden contar, estudios de calidad de suelo, manejo de cultivos, gestión de cultivos, e incluso de biodiversidad (Anderson *et al.*, 2011; McMahan *et al.*, 2012; Santorufo *et al.*, 2012; Jang *et al.* 2013; Jerez-Valle *et al.*, 2014; Burgio *et al.* 2015)

Pero los componentes del reino animal, no son los únicos utilizados como bioindicadores de eventos ambientales. Los componentes botánicos del universo natural, son utilizados para testeo de polución ambiental como sucede con los musgos, que pueden ser utilizados para monitorear la calidad del aire (Abdullah *et al.*, 2012), del mismo modo se han realizado estudios similares para testar la calidad del aire en zonas agrícolas cercanas a zonas industriales o urbanas (Klump y Ro-Poulsen, 2010; Rodriguez *et al.*, 2011). Existen también ejemplos de cómo plantas epifíticas han sido utilizadas como sensores del cambio climático (Song y Liu, 2011). Por otra parte, varios trabajos se han dedicado a estudiar a las plantas, desde herbáceas hasta árboles, como indicadores de metales pesados o de herbicidas en el suelo (Sawidis *et al.* 2011, Radulescu *et al.*, 2013).

Todos estos ejemplos dan cuenta del amplio espectro de potenciales bioindicadores, sin embargo, todos los elementos retratados corresponden con organismos superiores. Existe además de todo este conjunto de organismos, un abundante universo de vida en los microorganismos que pueden ser testigos de un gran conjunto de cambios ambientales. Estos microorganismos pueden funcionar como indicadores, aunque también pueden utilizarse como monitores. Existe una amplia bibliografía acerca del análisis de contaminación ambiental en suelos o cuerpos de agua, que estudian niveles de polución de metales pesados, presencia de microorganismos fecales, presencia de microorganismos patógenos en efluentes, calidad de suelo, incluso los biofilms generados por las bacterias pueden utilizarse como bioindicadores de contaminación de aguas (Wessen y Hallin, 2011; Witt *et al.*, 2011; Al-Bahry *et al.*, 2012; Mahmoud *et al.*, 2013; Sumampouw y Risjani, 2014; Kalkan y Altug, 2015).

Como se puede ver, existen ejemplos de bioindicadores en todos los estratos del dominio natural. De este modo, potencialmente, cualquier organismo puede ser utilizado como bioindicador, desde organismos relativamente simples, como microorganismos, hasta organismos complejos como las aves o los mamíferos. Por lo tanto, se dispone de un abanico de posibilidades que permite el uso de una enorme cantidad de herramientas para cada tipo de estudios.

En el caso de la minería de áridos, la selección debe recaer en un organismo que esté presente en el área y sea extremadamente sensible al tipo de actividad y tecnología extractiva. Ésta es quizás, la mejor aproximación para evaluar la recomposición ambiental de un área

perturbada que permita interpretar el grado de naturalidad alcanzado por el sector posterior a la explotación.

Se consideró, en este caso, que la presencia de roedores del género *Ctenomys* en las dunas costeras es una gran oportunidad para ensayar y aplicar estos criterios dados sus hábitos bien documentados, lo cual lo convierte en un buen bioindicador, y el estilo y técnica extractiva que se aplica en las areneras de la provincia de Buenos Aires.

El género *Ctenomys* se distribuye extensamente en América del Sur, a lo largo de toda la Argentina, sur de Brasil, y en algunas áreas de Chile, Perú, Bolivia, Paraguay y Uruguay (Woods, 1984). *Ctenomys*, denominado vulgarmente tuco-tuco, habita normalmente sistemas de galerías cerradas que se desarrollan paralelas a la superficie del suelo (Antinuchi y Busch, 1992). Además, a escala microespacial, los miembros de este género viven generalmente en suelos porosos y que presentan un buen drenaje (Contreras, 1973). *Ctenomys talarum* en particular habita en pastizales costeros (Antinuchi y Busch, 1992). A diferencia de otros roedores subterráneos, *C. talarum* forrajea sobre el suelo saliendo de sus túneles por períodos breves de tiempo para acumular vegetación (Busch *et al.*, 2000). Debido a que esta especie se diferencia respecto de otros roedores subterráneos en sus hábitos de forrajeo (del Valle *et al.*, 2001), debe generar nuevos sistemas de túneles para acceder a nuevos parches de plantas. La dureza del suelo ha sido considerada un factor limitante para la distribución de algunos roedores fosoriales (Giannoni *et al.*, 1996). Estudios previos en el tuco-tuco de las dunas de la Costa Atlántica (*Ctenomys talarum*) han demostrado que el costo energético de cavar es más bajo en suelos blandos que en suelos duros (Luna y Antenucci, 2006). Los hábitats arenosos no sólo proveen de recursos alimenticios sino también facilitan la generación de corrientes de aire para ventilación dentro de las madrigueras (Busch *et al.*, 2000).

Los tuco-tuco (*Ctenomys* spp.) son importantes agentes de disturbio del suelo (Hansell, 1993). Es tan fuerte su efecto sobre el ecosistema que estos organismos son considerados ingenieros ecosistémicos (Hansell, 1993). El término “ingeniero ecosistémico” ha sido desarrollado por Jones *et al.* (1994) para definir un conjunto de relaciones de importancia ecológica. A través de los cambios que producen en el ambiente, los organismos pueden modular la disponibilidad de los recursos para las otras especies y pueden modificar, mantener y crear hábitats (Jones *et al.*, 1994; Lawton, 1994). Por lo tanto, las especies, además de responder a su ambiente, también pueden modelarlo de maneras que implican profundas consecuencias para el resto de las especies. Algunos ingenieros ecosistémicos, además de dicha función, constituyen especies clave, es decir, sus efectos sobre la estructura de la comunidad o el ecosistema son altamente significativos con respecto a su abundancia (Power *et al.*, 1996). Los individuos de *Ctenomys talarum* ejercen un efecto significativo sobre la vegetación y el suelo; por ejemplo, reducen la abundancia de las especies más representativas de pastos y hierbas, esto incrementa la ocurrencia de especies típicas menos comunes de ambos grupos de plantas y por este motivo son también reconocidos como especies clave. Más que incrementar el crecimiento de las especies de pastos, el disturbio generado por los montículos y madrigueras de *C. talarum* aparentemente promueven un reemplazo por hierbas (Malizia *et al.*, 2000). Además, en referencia a los efectos en los suelos, el más obvio queda ilustrado por la deposición de suelo en la superficie que resulta de la formación de montículos que entierran la vegetación existente. La formación de nuevos montículos por los tuco-tuco modifica los niveles de nutrientes minerales en el suelo (Malizia *et al.*, 2000). Estos

ingenieros ecosistémicos desempeñan un papel fundamental en la estructuración de los ecosistemas y en el mantenimiento de la diversidad biológica (Chapin *et al.* 1997).

En consecuencia, el estudio que se propone en esta tesis es evaluar el efecto de la actividad extractiva de arenas sobre la biota del área de explotación, teniendo como indicador a *Ctenomys Talarum* en la Arenera Querandí, única arenera existente y aprobada por los órganos de control minero (Dirección Provincial de Minería) y ambiental (OPDS) en la denominada barrera medanosa Oriental de la Provincia de Buenos Aires

HIPOTESIS

La actividad minera en las dunas genera condiciones de deterioro ambiental irreversibles en el ecosistema alterando la composición estable de la flora y desplazando de forma permanente la población de *Ctenomys talarum*.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el desarrollo sucesional en dunas costeras perturbadas por la actividad minera en la Barrera Medanosa Oriental (BMO) analizando parámetros ecológicos de *Ctenomys talarum*, considerando al mismo como bioindicador.

OBJETIVOS PARTICULARES

- a) Caracterizar el sustrato, en distintos sectores de la arenera, desde el cese de la actividad extractiva propiamente dicha, considerando: humedad relativa, granulometría, dureza, espesor no saturado, pH, y densidad.
- b) Analizar el estado sucesional vegetal de las áreas sometidas a actividades extractivas considerando la cobertura vegetal, biomasa aérea y subterránea, y la diversidad de especies vegetales presentes en relación con el cese de las operaciones mineras directas.
- c) Establecer el efecto de la recolonización sobre el ciclado de nutrientes en suelos de parches que dejan de ser utilizados por la minería.
- d) Evaluar comparativamente la distribución de *C. talarum* entre áreas perturbadas y control
- e) Analizar la zonificación propuesta en el plan de explotación de la empresa y la influencia de la zona de conservación declarada en dicho plan, en el desarrollo de una recomposición ambiental favorable.
- f) Evaluar factores bióticos y abióticos que permitirán establecer la factibilidad de la sustentabilidad faunística en el área
- g) Desarrollar criterios que permitan establecer un modelo de explotación para la extracción minera de arenas que contemple la generación de condiciones adecuadas para la supervivencia de *Ctenomys talarum* y su potenciación en la recuperación ambiental debido a su posible rol como ingeniero de ecosistemas.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica en el ámbito de explotación de la empresa Arenera Querandí, situada sobre la costa atlántica de la Provincia de Buenos Aires, aproximadamente a los $37^{\circ}23'20.06''$ S y $57^{\circ}5'37.13''$ O (Figura 1).



Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio.

ANTECEDENTES

CARACTERÍSTICAS DE LAS BARRERA MEDANOSAS

Características Y Origen Geológico De Las Barrera Medanosas

Las dunas costeras están representadas a lo largo del litoral atlántico de la Provincia de Buenos Aires, en una extensa franja que se extiende desde Punta Rasa al norte (36° 18' S – 56° 46' O) hasta la desembocadura del río Negro (41° 01' S – 62° 47' O). En general, las dunas de la costa bonaerense son el resultado de las diversas oscilaciones del nivel del mar durante el Cuaternario, situada entre la secuencia continental del interior de la Provincia de Buenos Aires y el área de Plataforma Continental del Mar Argentino (Violante, 1992).

De sur a norte se reconocen cuatro barreras dunarias principales: Patagones, Colorado, Austral y Oriental (Isla y Bujalesky, 1995; Isla *et al.*, 2001; Bértola *et al.*, 2018). La (**Barrera de Patagones**) se extiende desde el S de la isla del Jabalí y hasta la desembocadura del río Negro, la **Barrera del Colorado** se encuentra aproximadamente en desembocadura del río Colorado, mientras que la **Barrera Medanosa Austral (BMA)**, lo hace desde Miramar hasta Punta Alta y La **Barrera Medanosa Oriental (BMO)** se extiende desde Punta Rasa hasta Mar Chiquita (Figura 1). Las barreras tienen un origen reciente, desde el Holoceno inferior/medio a la actualidad. En los últimos 50 años han sido realizados numerosos estudios sobre génesis, geomorfología y dinámica de estas geoformas relevantes de la costa bonaerense, (Parker y Violante, 1989; Parker *et al.*, 1999; Isla y Bértola 2005; Schnack *et al.* 1982; Isla *et al.* 2001; entre otros).

El área de estudio se encuentra emplazada en la porción media de la Barrera Oriental, que es una barrera arenosa compuesta por sedimentos eólicos y litorales predominantemente arenosa.

Esta barrera de dunas ha sido afectada por una activa dinámica litoral natural y, ya desde inicios del siglo pasado, por actividades antrópicas que se han intensificado sustancialmente en las últimas 5 décadas

Los campos de dunas se extienden hasta aproximadamente 4 km tierra adentro desde la línea de ribera. Se caracterizan por presentar geoformas altamente dinámicas conformadas por sedimentos arenosos en constante tránsito eólico. Las dunas activas suelen cubrir extensos sectores a lo largo de la costa por detrás de la playa distal en algunas localidades. En algunos sectores existe un campo de dunas, fijas y semifijas, adyacente a sistemas de dunas activas, intercalándose con el mismo en algunos sectores.

Barrera Medanosa Oriental

Esta barrera, donde se emplaza la Arenera Querandí principal objeto de análisis de este estudio, se extiende aproximadamente por 185 km como un cordón casi continuo desde Punta Rasa hasta la desembocadura de la laguna Mar Chiquita, abarca una superficie total de 530 km² y un ancho de 1.500 hasta 4.000 m (Schnack *et al.*, 1982).

La BMO creció a partir de un paleocabo situado aproximadamente en lo que hoy es Villa Gesell (Violante 1992), hacia el SSO y hacia el N del mismo (Schnack *et al.* 1982), hace unos 1.400 años AP (Isla *et al.*, 2001). La génesis de la barrera y de los ambientes costero-marinos asociados responde entonces a los procesos transgresivo–regresivos holocenos que produjeron la acumulación de un conjunto de sedimentos asociados con diversos ambientes sedimentarios. Depósitos de lagunas costeras, playas y médanos constituyen las facies sedimentarias más comunes y su distribución responde al paleorrelieve y a los diferentes procesos geomórficos

actuantes durante su evolución. Según Codignotto (1997) el extremo norte de la Barrera Medanosa Oriental constituye el sistema de progradación marina más importante de la Argentina.

En sentido geológico, esta barrera se corresponde con la Fm. Punta Médanos de edad Holoceno superior (Parker, 1979). Dicha formación se correlaciona con la Fm. Faro Querandí *sensu* Schnack *et al.* (1982). La formación en su conjunto está asociada a un ambiente de barrera litoral durante la etapa regresiva, que tuvo lugar después de que el nivel del mar alcanzara su máxima posición hace aproximadamente 6.000 años. Su expresión morfológica es particularmente evidente en la planicie costera al oeste de la ruta 11.

Sedimentológicamente, estos médanos están constituidos esencialmente por arenas de texturas finas a medias, bien seleccionadas, asociadas a un ambiente eólico interior, o de “back barrier” de baja altura. En particular, las arenas gruesas se presentan en los sectores de “blowouts” (por la deflación de finos) y las arenas finas en las depresiones intermedanas, donde la vegetación captura el material transportado por deflación (Violante y Parker, 1993). Infrayaciendo estos depósitos, se encuentran sedimentos costero-marinos en facies arenosas con conchillas de moluscos y rodados, y fangosas con materia orgánica y valvas de moluscos. Estos depósitos corresponden al incremento postglacial del nivel del mar y oscilan entre 7.000 y 3.000 años de antigüedad.

Las diferentes tipologías medanosas se encuentran en movimiento o estabilizadas, con espesores que llegan los 30 m. entre Mar Chiquita y Faro Querandí, se desarrollan médanos transversales, que luego pasan a parabólicos y barjanoides. En zonas de abundante provisión sedimentaria se forman médanos en estrella (Isla, 1997). Dentro de las otras geoformas de acumulación eólica, se encuentran mayormente representados los montículos de arena (*hummocky dunes*), barjanes, crestas barjanoides y médanos transversales de cresta invertida (Isla *et al.*, 2001).

Caracterización Geográfica De La Barrera Medanosa Oriental

La BMO puede ser dividida en dos secciones, norte y sur, delimitadas principalmente por la orientación de la línea de costa, pero también en función de otras variables como presencia de campos de dunas activas de desarrollo pleno. El paisaje actual presenta en su superficie campos de dunas, donde el proceso modelador principal sería el eólico (Isla *et al.*, 2001). Pero estas dunas, se encuentran recostadas sobre cordones litorales que forman espigas, las cuales divergen desde el punto de inflexión de la costa. Este segundo patrón es anterior y ha sido modelado por procesos marinos (Codignotto y Aguirre, 1993; Violante *et al.*, 2001; Villanova *et al.*, 2006). El alto nivel de modificación antrópica por trazado de caminos, desarrollo urbano e introducción de especies vegetales exóticas ha desdibujado las geoformas, por lo cual es menester incluir a la actividad humana como agente modelador de este paisaje también.

Hacia el norte, la mayor parte de la superficie ha sido modelada por la acción humana, a través de la urbanización de las dunas, con lo cual la fisonomía predominante son los mantos de arena con relictos de dunas formando montículos de arena, y escasos cordones de dunas aislados en parches donde la disponibilidad de sedimentos parece ser mayor. Estos cordones se concentran en dos parches no urbanizados cercanos a la playa. Hacia el sur, se caracteriza por poseer un claro desarrollo de campos de dunas, donde predominan las crestas barjanoides con dirección norte y en la mayor parte de los casos se observan médanos transversales con inversión de la cresta hacia el sur. Estas geoformas se aprecian con mejor en una zona al norte de esta sección, y en la zona de las reservas naturales de Faro Querandí y Mar Chiquita. Alrededor de los balnearios (Pinamar, Cariló, Villa Gesell) y, sobre todo, en torno a las forestaciones más importantes con destino de

urbanización, los campos de dunas quedan ocluidos por la forestación y la urbanización, dejando sólo sectores relictuales de arena. Las geoformas de erosión eólica de dunas en voladura (“blowouts”) se observan con cierta abundancia en toda la región, pero con mayor frecuencia en la sección norte.

El alto nivel de urbanización y forestaciones que presenta la BMO y en especial su sección N, parece tener una relación directa con procesos de erosión de playa y costeros, (Codignotto, 2004). El 25% de su superficie natural se encuentra protegida por reservas naturales: una provincial y dos municipales (Montserrat, 2010; del Río *et al.*, 2017).

Climatología del Sector

El área de estudio se encuentra dentro de los climas templados y cálidos que poseen influencia oceánica, en los cuales existe un intercambio continuo de grandes masas de aire entre la interfase tierra-mar. En la clasificación de Köppen Geiger posee la categoría Cfb, llamado clima oceánico templado. Es llamado también clima atlántico y suele darse en los sectores occidentales de grandes masas continentales. Como característica general la temperatura media del mes más cálido nunca supera los 22º C aunque durante más de cuatro meses la temperatura media supera los 10º C (Beck *et al.*, 2018).

En el área de la Arenera existe una gran variabilidad en la frecuencia de las direcciones de los vientos y por esa razón no hay una dirección predominante. Se ubica sobre la provincia geológica Base del Salado (Braccacini, 1980), sin embargo, los vientos del Sur y Sur-Este son responsables principales del transporte de sedimentos desde el cuerpo principal de las dunas activas libres de vegetación. La puesta en movimiento de material particulado luego se deposita en gran medida atrapado por la vegetación presente en el área de explotación (Benseny, 2011).

La precipitación media anual, en los últimos años, se encuentra alrededor de los 900 mm (Sánchez Caro *et al.*, 2020). Las precipitaciones medias más bajas se ubican en el mes de mayo con un registro de 53 mm promedio. Por el contrario, las precipitaciones más altas se registran en el mes de enero con una marca de 92 mm promedio. De tal modo, se puede observar una amplitud en las precipitaciones, entre el mes más seco y el más húmedo, que oscila en los 39 mm (Servicio Meteorológico Nacional).

La humedad relativa promedio a nivel regional presenta un ciclo anual con valores mínimos en verano y máximos en otoño-invierno, con una gran amplitud oscilando entre el 16% y el 100% durante el año (Servicio Meteorológico Nacional).

Durante el año 2017, se atravesó un evento climático del niño, el cual es conocido por implicar un aumento en los episodios de precipitaciones, tanto en su volumen de caída como en su periodicidad (Ramirez y Briones, 2017; Peng *et al.*, 2019).

Características del suelo del sector

Relacionados estrechamente al continuo cordón medanoso del litoral Atlántico (Cordón Costero) se encuentran los suelos regionales desarrollados a partir de acumulaciones arenosas (dunas). Estos arenales se pueden diferenciar en dunas vivas, semifijas y los espacios interdunales. En esta zona son típicos los suelos del orden Entisoles, suborden Psamments, gran grupo Udipsamments típicos, según clasificación Soil Taxonomy (1999). Están caracterizados por una textura areno-franca, similar al del material originario, con poca o ninguna evidencia de desarrollo de horizonte medio (FitzPatrick, 1980; Salazar Lea Plaza y Moscatelli, 1989). Estos suelos poseen

un espesor que permite el desarrollo ilimitado de las raíces de las especies que se implantan en ellos. Se caracterizan además por su permeabilidad muy rápida, capa freática profunda y ausencia de peligros de anegamiento (IUSS, 2007). En la clasificación de suelos de FAO, los Psamments se conocen como Arenosoles (FAO soil classification en FitzPatrick, 1980), también clasificado como Arenosoles por la WRB en IUSS (2007).

Características biogeográficas de las barreras medanosas

Como se expresó anteriormente, en la provincia de Buenos Aires existen cuatro barreras medanosas que por su posición, estado y composición, presentan características distinguibles.

Desde un punto de vista zoogeográfico el área, en la cual se han desarrollado los presentes estudios, pertenece al dominio pampásico incluido en la sub región guayano-brasileña (Ringuelet, 1961). De acuerdo con Ringuelet (1961), la fauna de la Provincia Pampeana se caracteriza por el predominio de elementos faunísticos de origen brasílico o subtropical, con un gradiente de influencia creciente de elementos patagónicos a medida que se avanza hacia el límite austral situado en las proximidades de la latitud de Bahía Blanca. Diferencias palpables (malacofauna, batracofauna, opiliofauna, etc.) permitirían distinguir un sector Tandílico, determinado por el sistema serrano septentrional o Tandilia, y un sector Costero que coincide con la faja litoral de médanos y conchillares en ponderable extensión cubierto por talaes.

En gran medida es un área de transición, fundamentalmente de retracción faunística subtropical, con adición y persistencia de elementos subandinos o centrales, también patagónicos, por el Sur y el Oeste, y que en definitiva se distingue por caracteres menguados o negativos. Se entiende, por lo tanto, que en rigor no existe una fauna pampásica, puesto que los elementos presentes y distintivos del llamado distrito Pampásico son todos ajenos y su diferenciación es apenas de nivel subespecífico o específico (Ringuelet, 1961).

La Barrera de Patagones (BP)

En la región de la BP, las dunas costeras holocenas son de baja altura, de aspecto barjanoide y el piso de explotación se apoya sobre la Fm Rio Negro (Figura 2). En estas barreras se puede ver una fuerte influencia de parte de la región del Monte-Espinal, también llamada Asociación Litoral Sur (Cabrera, 1936; 1941; Celsi y Monserrat, 2008). En la biota atlántica de Buenos Aires, como consecuencia de los microambientes xéricos que se generan en las dunas, los cuales son adecuados para algunas especies del Monte (Cabrera, 1936; 1941). El área de mayor dominancia de este conjunto se encuentra entre los partidos de Patagones y Villarino.



Figura 2. Paisaje de duna de Carmen de Patagones, a la izquierda se ve el médano antropizado a la derecha se ve el médano vegetado natural

La Barrera Medanosa Austral (BMA)

Las areneras de la BMA en su sección del Norte, se desarrollan tanto sobre dunas interiores fuertemente vegetadas (lindantes en ciertas porciones con la llanura interserrana, caracterizadas como dunas transversales o barjanoides), así como de dunas más cercanas a la costa actual, con un mínimo de cobertura vegetal y presencia también de dunas transversales a barjanoides con una pendiente de sotavento activa (Figuras 3 y 4). En esta barrera la principal influencia biogeográfica corresponde con la Asociación Litoral Sur teniendo todavía una fuerte presencia el Monte-Espinal (Parodi, 1940; Cabrera, 1976; Cabrera y Willink, 1973). Sin embargo, en esta barrera sucede un efecto particular. Según Cabrera (1976), las sierras de Tandilia conforman el límite de dos distritos, por una parte, el Pampeano Oriental al norte y, por otra, el Pampeano Austral al sur, caracterizados por diferentes tipos de comunidades vegetales. Esto quiere decir que, fitogeográficamente, la Costa Atlántica Pampeana incluye dos distritos de vegetación. Estos cambios son comprensibles, ya que la barrera geográfica ejercida por la sierra de Tandilia, que llega hasta el mar a la altura de la ciudad de Mar del Plata, genera condiciones diferentes entre ambos cordones medanosos. A pesar de la situación que genera la sierra de Tandilia como barrera, se encuentra un espacio de transición entre los elementos florísticos de ambas barreras, que está ubicado en la zona de geográfica de Miramar a Claromecó. Por lo que esta región puede considerarse un ecotono, donde se encuentran en comunión elementos de ambas comunidades (Cabrera, 1976).

Las dunas que pertenecen a la BMA y a la de patagones, encuentran a sus comunidades fuertemente intervenidas por los elementos provenientes de las provincias fitogeográficas de monte y patagónica (Celsi, 2016). Por lo tanto, las condiciones ambientales que se encuentran en las dunas costeras permiten el ensamble de una corriente florística asociada al Monte-Espinal, también llamada Asociación Litoral Sur en la barrera medanosa Austral. Entre las que se pueden encontrar especies como *Panicum urvilleanum*, *Senecio bergii*, *Juncus acutus* o *Poa lanuginosa*.

Dentro del elenco faunístico asociado a la composición de la Asociación Litoral del Sur, que se extiende desde el Monte por la costa sud-bonaerense hacia el este y el norte, se encuentran ejemplares de especies faunísticas como *Chlamyphorus truncatus* (pichiciego), *Chaetohractus vellerosus* (el piche), y algunas especies de escorpiones como *Brachio sternus pentheri* y *Brachio sternus multidentatus*. También se pueden encontrar anfibios como *Rhinella arenarum* (sapo común), o *Odontophrynus occidentalis* (escuercito). Respecto de los reptiles se puede destacar la presencia de *Aurivela longicauda* (lagartija de cola ciega) o *Liolaemus gracilis* (lagartija) (Kacoliris et al., 2016). Entre las aves que pueden verse en el área se pueden mencionar *Furnarius rufus* (hornero), *Pitangus sulphuratus* (benteveo) o ejemplares del género *Turdus* (Larreche, 2015). Del mismo modo, desde el sur penetran mamíferos típicos de Monte, como ser *Thylamys fenestrae*, *Akodon dolores*, *Oligoryzomys pampanus*, *Reithrodon auritus*, *Microcavia australis*, *Galea musteloides* y *Eligmodontia typus* (Agnolin et al., 2016). En la BMA se ha destacado la existencia de fauna y flora endémica (Monserat et al., 2012). Los taxa que definen particularmente esta área de endemismo son *Ctenomys australis* (tucu-tuco austral) y *Vachonia martinezi*



Figura 3 y 4. Foto de médanos vegetados en zona del Faro de Quequén

La Barrera Medanosa Oriental (BMO)

En la Barrera Medanosa Oriental, la arenera Querandi, desde el punto de vista fitogeográfico, se encuentra incluida dentro de la Provincia Fitogeográfica Pampeana, correspondiente al Dominio Chaqueño de la Región Neotropical (*sensu* Cabrera, 1976) o Pampa Austral, correspondiente a los pastizales del Río de la Plata (*sensu* Soriano *et al.*, 1991, 1992).

En la BMO hay sólo una arenera activa y registrada en la actualidad por los organismos mineros y ambientales de la provincia de Buenos Aires que explota las dunas interiores bajas (Figura 5), con una cobertura vegetal superior al 50%, alejada de la dinámica de playa actual, con un diseño de dunas transversales a barjanoides con una altura del orden de los 9 a los 13 m.s.n.m. Las comunidades presentes en las barreras medanosas exhiben un fuerte hábito psammófilo, es decir, que tienen una alta adaptación para los ambientes arenosos. Sin embargo, los componentes de especies que conforman las comunidades de la BMO poseen una fuerte influencia de los elementos florísticos de las dunas correspondientes a Uruguay y a la zona sur de Brasil. De esta manera, la influencia de las Sabanas Uruguayo-Brasileras establecen una corriente florística conocida como Asociación de Litoral Norte (Cabrera, 1936; 1941; Celsi y Monserrat, 2008). La flora característica del área de estudio está conformada por una composición típica de pastizales en zonas elevadas con principal representación de especies como *Panicum racemosum*, *Poa lanuginosa*, *Baccharis genistifolia* y *Andesmia incana*. En los sectores bajos de la zona se pueden encontrar *Cortaderia selloana*, *Juncus acutus*, *Imperata brasiliensis* y *Schoenoplectus californicus*. Dentro de este terreno, se pueden ver humedales causados por la acción antrópica de la actividad (Figura 6) que presentan una composición similar a la de los bajos naturales de las dunas (Fernandez Montoni *et al.*, 2013; Celsi, 2016).

Por otra parte, se puede encontrar que los tala son los únicos árboles autóctonos de la pampa bonaerense. Por lo tanto, en lo que se refiere a la fauna de la Asociación Litoral del Norte, esta hecho generó la extensión geográfica marginal de algunos taxa hacia el sur. En estos ambientes se da un efecto en donde varios taxa de aves e insectos se distribuyen en la provincia de Buenos Aires siguiendo a los talaes. Entre las aves que siguen este efecto se puede mencionar al coludito copetón (*Leptasthenura platensis*), el suirirí común (*Suiriri suiriri*), la tacuarita azul (*Polioptila dumicola*), mientras que entre los insectos se puede destacar algunos de la familia de los Carábidos como *Loxandrus simplex*, *Calosoma retusum* o *Brachinus pallipes* (Haene, 2006; Cicchino, 2006; Farina, 2006; Chimento *et al.*, 2012). Más recientemente se ha mencionado la tendencia de varias especies mesopotámicas a descender latitudinalmente a través de los talaes (Guerrero y Agnolin, 2016). La penetración austral a través de estos ambientes ha sido

aprovechada por especies generalistas como *Akodon azarae*, *Calomys spp.*, *Oxymycterus rufus*, *Didelphis albiventris* y *Lutreolina crassicaudata* (Haene, 2006; Cicchino, 2006; Farina, 2006; Chimento *et al.*, 2012).



Figura 5. Paisaje de dunas en el Faro Querandí



Figura 6. Humedales Antrópicos en la Arenera Querandí

CARACTERÍSTICAS BIÓTICAS LOCALES

Flora presente en la Arenera Querandí

Desde el punto de vista fitogeográfico, el área de estudio se encuentra incluida dentro del Distrito Pampeano Oriental, de la Provincia Fitogeográfica Pampeana, correspondiente al Dominio Chaqueño de la Región Neotropical (*sensu* Cabrera, 1976) o más ampliamente designada como los pastizales del Río de la Plata (*sensu* Soriano *et al.*, 1991, 1992). En la zona de faro Querandí, Celsi *et al.* (2016) realizaron estudios de médanos naturales analizando las especies dominantes de cada sector de la transecta. En este estudio, encontraron que las crestas de duna de las dunas terciarias o fijas estaban dominadas principalmente por *Panicum racemosum*, *Poa lanuginosa* y *Baccharis genistifolia*, mientras que los bajos dunares de la misma área se encontraban representados por las especies *Cortaderia selloana*, *Juncus acutus* e *Imperata brasiliensis*, mientras que los bajos inundados estaban dominados por *Typha sp* y *Schoenoplectus californicus*. Se puede ver que tanto en los altos de dunas, como en los bajos dunares la fisonomía vegetal presentada corresponde, predominantemente, con pastizales. La flora característica del área de estudio está conformada por una composición típica de pastizales en zonas elevadas con principal representación de especies como *Panicum racemosum*, *Poa lanuginosa*, *Baccharis genistifolia* y *Andesmia incana*. En

los sectores bajos de la zona se pueden encontrar *Cortaderia selloana*, *Juncus acutus*, *Imperata brasiliensis* y *Schoenoplectus californicus*.

Fauna presente en la Arenera Querandí

Desde un punto de vista zoogeográfico, el área de estudio pertenece al dominio pampásico incluido en la sub región guayano-brasileña (Ringuelet, 1961). De acuerdo con Ringuelet (1961), la fauna de la Provincia Pampeana se caracteriza por el predominio de elementos faunísticos de origen brasílico o subtropical. En gran medida es un área transitiva, fundamentalmente de retracción faunística subtropical, con adición y persistencia de elementos subandinos o centrales, también patagónicos, por el Sur y el Oeste, y que en definitiva se distingue por caracteres menguados o negativos. Entre los anfibios se pueden mencionar especies como *Rhinella arenarum*, *Rhinella dorbignyi*, *Bufo arenarum*, *Bufo fernandezae*, destacando en el sector de la arenera el sapo común y la ranita del zarzal (Fig 9).

Respecto de los reptiles del área se pueden mencionar el lagarto overo (*Salvator merinae*), Lagartija de las dunas (*Liolaemus multimaculatis*), Lagartija de la arena (*Liolaemus wiiegmannii*), Falsa yarará (*Thamnodynastes hypoconia*), Culebrita (*Erythrolamprus poecilogyrus sublineatus*), Culebra de collar (*Phalotris bilineatus*) y la Víbora de la Cruz (*Bothrops alternatus*) (Kacolis, 2016).

Como se trata de una zona de transición, que posee un ecotono fuertemente marcado, las características del área a nivel de hábitat permiten que sus terrenos puedan ser aprovechados por distintas especies de aves, ya sea como residentes permanentes o como migrantes de paso estival e invernal. Se puede mencionar: Tero real (*Himantopus melanurus*), Torcazas (*Zenaidura macroura*), Carpinteros (*Colaptes spp.*), Benteveo común (*Pitangus sulphuratus*), Hornero (*Furnarius rufus*), Zorzal colorado (*Turdus rufiventris*), Jilguero dorado (*Sicalis flaveola*), Misto (*Sicalis luteola*), Calandria grande (*Mimus saturninus*), Cotorra (*Myiopsitta monachus*), Martineta (*Eudromia elegans*), Chajá (*Chauna torquata*), Flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*), Garcita blanca (*Egretta thula*), Caracolero (*Rostrhamus sociabilis*), Palomas (*Colimba livia*), Loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*), Picaflor verde (*Chlorostilbon lucidus*), Tijereta (*Hirundo rustica*), Ratona (*Troglodytes aedon*), Gorrión (*Passer domesticus*), Chingolo (*Zonotrichia capensis*), Cardenal común (*Paroaria coronata*), Pecho colorado (*Sturnella superciliosus*), Tordo renegrado (*Molothrus bonariensis*), Macá plateado (*Podiceps occipitalis*), Macacito (*Tachybaptus dominicus*), Gallaretas (*Fulica spp.*), Garza blanca (*Ardea alba*), Cuervillo de cañada (*Plegadis chihi*), Biguá (*Phalacrocorax brasilianus*), Junquero (*Phleocryptes melanops*), Piojito gris (*Serpophaga nigricans*), Golondrinas (*Tachycineta spp.*), Perdiz colorada (*Rhynchotus rufescens*), Chimango (*Milvago chimango*), Lechuza de Campanario (*Tito alba*), Lechucita vizcachera (*Athene cunicularia*), Cisne Cuello Negro (*Cygnus melancoryphus*), Patos (*Anas spp.*), Gaviotas (*Chroicocephalus spp.*), Pico de plata (*Hymenops perspicillatus*) y Ñandú (*Rhea americana*). Existen tres especies que revisten particular interés: el ostrero común (*Haematopus palliatus*), cuya presencia en esta región representa el punto más septentrional de su distribución geográfica, el chorlito canela (*Zonibyx modestus*), especie considerada *rara* y que fuera de su lugar de cría en América del Norte sólo ha sido visto en el límite oeste de la Reserva Natural Municipal de Faro Querandí, y la monjita dominica (*Xolmis dominicana*) cuyo único registro en toda la barrera medanos se da en la Reserva Natural Municipal de Faro Querandí (Ringuelet y Aramburu, 1957, Petrelli, 2016).

Algunas de las aves migratorias que arriban durante todo el año son: Chorlos, Batitú, Becasa de mar, Pitotoys, Ostrero negro, Playero rojizo, Golondrinas, etc (Ringuelet y Aramburu,

1957). Muchas de las aves mencionadas han sido observadas en la arenera: gaviotas, gaviotines, espátula rosada, cisnes de cuello negro, flamenco austral, pico de plata, cabecita negra común, palomas, golondrinas, tacuarita azul, patos capuchinos, Benteveo, Pecho amarillo y Ñandúes. En los bajos interdunales se divisan principalmente tero común, macaes, garcitas y cuervillos (Figura 7). También se han visto caranchos, los cuáles se ha visto que utilizan los puntos fijos de la arenera como sitios de alimentación, se ha podido corroborar como parte de su dieta a mulitas, vizcachas y tuco-tuco.

Finalmente, con respecto a los mamíferos del área se puede corroborar la presencia de gran cantidad de roedores como el coipo (*Myocastor coipus*), el cuis (*Microcavia australis*), Ratón de pastizal pamepano (*Akodon azarae*), Ratón colicorto (*Olygorizomis flavescens*), Laucha (*Calomys laucha*), Tuco-Tuco de los Talares (*Ctenomys talarum*), Carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y Vizcacha (*Lagostomus maximus*). También son comunes las comadrejas (*Didelphis albiventris*), Murciélagos (*Myotis spp.*), Zorro de las Pampas (*Lycalopex gymnocaeurs*), Mulita (*Dasypus hybridus*), Gato montés (*Oncifelis geoffroyi*) y Hurón menor (*Galictis cuja*) (Ringuelet y Aramburu, 1957, Chebez, 2005). Muchos de estos mamíferos se han observado en el área de la Arenera como zorros grises, cuises, tuco-tuco, comadrejas, ratones de los médanos e incluso carpinchos (Figura 8). También se observa la presencia de la liebre europea (*Lepus europaeus*).



Figura 7. Algunos de los animales presentes en la Arenera. A: Tero Común; B: Carancho; C: Golondrina Tijereta; D: Pato capuchino; E: Ñandú; F: Huellas frescas de Ñandú en la arenera.



Figura 8. Algunos de los animales observados en las visitas realizadas durante el período 2017-2019. A: Zorro Gris Pamepano, B: Tuco-tuco de los talares, C: Sapo argentino, D: Liebre europea, E: Culebra Falsa Yarará ñata,), F: Mulita.

Actividades antrópicas sobre las dunas costeras

Muchas dunas costeras están siendo transformadas debido al desarrollo residencial, pastoreo, minería y actividades turístico-recreativas. El constante uso de las dunas costeras por parte de los seres humanos, incide de distintas maneras sobre la diversidad natural, provocando distintos efectos sobre la flora y la fauna nativa. Dentro de las dunas del cordón costero, solo restan unos pocos parches de hábitat en relativamente buen estado de conservación, por lo que Bilenca y Miñarro (2004) declararon a estos sitios como “Áreas Valiosas de Pastizal para Sudamérica”.

Asimismo, la transformación de ambientes naturales a espacios antropizados que desarrollan paisajes culturales, desencadena una modificación de las especies propias de las dunas, facilitando la implantación de foráneas (Faggi y Dadon, 2010), con el posterior desarrollo de neoecosistemas (*sensu* Morello, 2000). Del mismo modo, queda en jaque la heterogeneidad de hábitats que naturalmente posee el ambiente de dunas y la consecuente reducción en la capacidad del sistema costero para mantener la dinámica y los procesos que lo caracterizan (Marcomini *et al.*, 2011).

Algunas de las actividades antrópicas que afectan a las dunas incluyen el pastoreo, la extracción de arena para la construcción (Schnack *et al.*, 1983; Isla y Fasano, 1987) y, fundamentalmente, el desarrollo residencial como soporte activo para las actividades turísticas (Bertoncello, 1992; Isla *et al.*, 1998; Juárez e Isla, 1999). Estas acciones alteran el balance de sedimentos afectando el suministro de arenas, constituyendo factores que actúan a una escala regional y de mediano a largo plazo, pero también son causa de fragmentación y pérdida de ecosistemas (Iribarne *et al.*, 2001).

Aun cuando todo estrato biológico se encuentra perturbado por las acciones y actividades antes mencionadas, entre los vertebrados, los más afectados son aquellos que están altamente adaptados a la vida arenícola y a los que, por su pequeño tamaño, poseen bajo rango de desplazamiento. La conservación de las dunas costeras se encuentra en una situación compleja, y actualmente, a pesar de los esfuerzos llevados a cabo en relación con el mantenimiento de la integridad de estos ambientes, estos son de carácter aislado, mientras que los disturbios antrópicos siguen en aumento (Kacoliris *et al.*, 2016).

Debido a que el área de las dunas posee una extensión pequeña respecto de otros ecosistemas como los pastizales pampeanos, los efectos antrópicos tienen consecuencias todavía más importantes sobre una gran cantidad de especies que poseen un hábito de vida estrechamente ligado a las dunas (Del Río *et al.*, 2017). El hecho de que los cortadales, típicos de ambientes dunícolas, representen un refugio para especies con estatus de amenaza global, sumado al hecho que exhiben una alta diversidad de aves, conlleva a reevaluar el rol de estos ambientes en la conservación de especies nativas (Celsi, 2016; Petrelli *et al.*, 2016).

En relación con otros grupos de animales, los anfibios y los reptiles, poseen una baja tasa de dispersión, por lo tanto, se encuentran más vulnerables a los efectos de las perturbaciones locales, ya que su desplazamiento, hacia áreas con un disturbio menor, se ve limitado (Kacoliris *et al.*, 2016). Algo similar ocurre con aquellos mamíferos, como algunos roedores excavadores, que poseen una alta especificidad por el ambiente arenícola debido a su hábito. Entre estos últimos

destaca la especie *Ctenomys talarum* endémica de las dunas de la BMO y cuya distribución se extiende desde el norte de la BMO hasta la BMA a la altura de Necochea (Agnolin *et al.*, 2016).

Ganadería en las dunas

Un uso que suele ser común en los entornos dunares es el pastoreo de ganado vacuno, debido a que, en los lugares cercanos a la costa, las zonas de pasto escasean. La zona de transduna ofrece pastos suculentos para el ganado por las condiciones que se dan en este ecosistema (Vega de Seoane *et al.*, 2007).

El pastoreo controlado hace que aumente la diversidad de especies herbáceas en la zona de transduna, sin embargo, en la duna propiamente dicha la actividad de los animales genera un fuerte impacto por pisoteo, compactando el suelo, disminuye la cobertura vegetal y aumenta la vulnerabilidad de la duna a la acción del viento, favoreciendo la erosión (De Bello, 2006). Por otra parte, los animales suelen seguir siempre las mismas rutas, lo que hace que se formen caminos entre las dunas que fragmentan el sistema dunar, aumentando progresivamente su anchura debido a la acción del viento (Vega de Seoane *et al.*, 2007).

Esta clase de escenarios, donde se observan parches de pastizales, generan una fragmentación del pastizal nativo. Según algunos estudios, menciona Pretelli *et al.* (2016), las aves tienen una respuesta negativa a estos efectos de fragmentación de pastizales debido a que disminuyen los valores de abundancia y riqueza. Sin embargo, diversas especies playeras, tienen una asociación positiva con el pastoreo debido, a que, a raíz de esta actividad, se generan espacios abiertos que permiten la detección de depredadores y la obtención de alimento (Isacch y Martínez, 2003).

La mayor parte de las medidas de manejo están asociadas a determinar manejos pastoriles que permitan mejorar su conservación (Marino, 2008). De hecho, estos espacios con pastoreos controlados demuestran los niveles más altos de abundancia de aves playeras (Isacch y Cardoni, 2011).

Forestaciones

Antiguamente, los sistemas dunares han sido considerados como zonas marginales de escaso interés económico y social. En numerosos casos se han percibido como una amenaza, ya que zonas de interés humano como pueblos, cultivos o infraestructuras situadas junto a estos sistemas han visto cómo las arenas de dunas avanzaban enterrando todo a su paso (Bértola *et al.*, 2021). En la mayor parte de las ocasiones, la movilidad de las arenas se debió a un proceso de desestabilización de las dunas provocado por una inadecuada intervención humana (Vega de Seoane *et al.*, 2007).

Las plantaciones forestales sobre sistemas dunares costeros activos han tenido como objetivo su estabilización, principalmente para el desarrollo urbano de las ciudades costeras y la consolidación de emprendimientos inmobiliarios. A partir de la segunda mitad del siglo XX se desarrollaron importantes forestaciones sobre las dunas costeras bonaerenses de modo intensivo. Desde entonces se ha plantado distintas especies leñosas, algunas de las más utilizadas han sido especies exóticas como *Acacia melanoxylon* y *Acacia longifolia*, ambas conocidas simplemente como acacias, *Eucalyptus spp.*, el eucalipto, distintos pinos como *Pinus pinaster* y *Pinus radiata*, así como *Tamarix spp.*, tamariscos, *Myoporum laetum*, siempre verde y el álamo, *Populus spp.*

También fueron utilizadas algunas herbáceas bajas para la estabilización de dunas como la exótica *Carpobrotus edulis* (uña de gato) (Celsi, 2016).

La fijación de los médanos conllevó a una serie de problemas que son compilados por Isla *et al.* (1998), entre los cuales se incluyen la alteración de las morfologías de los médanos debido a la alteración y restricción del transporte de arena, originando por ejemplo, que médanos transversales sean transformados en formas de disponibilidad de sedimento más restringida (médanos parabólicos). Sumados a estos efectos se pueden mencionar modificaciones en las características físico-químicas del suelo, junto con alteraciones de los procesos de transporte eólico y depósito de arena (Marcomini *et al.*, 2011). Estos efectos producen una disminución en la calidad del hábitat para toda la fauna local nativa. Estos son ejemplos de las modificaciones que se suceden al reemplazar los diversos pastizales y matorrales nativos por plantaciones forestales muchas veces monoespecíficas, como es el caso de la localidad de Villa Gesell (Isla *et al.*, 1998).

En general, todas las plantaciones realizadas para la fijación de arenas no sólo han conseguido la estabilización de los sistemas dunares, sino que han conducido a la disminución o desaparición de comunidades y especies autóctonas de dunas naturales, muchas de ellas ahora amenazadas (Muñoz Reinoso, 2004). Por otra parte, las comunidades establecidas en estas forestaciones, se han dispersado llegando a invadir ambientes prístinos, generando de esta manera, una modificación en la avifauna, la cual se manifiesta por la aparición de especies generalistas de los bosques (Faggi *et al.*, 2010).

Estudios realizados por del Río *et al.* (2017), establecieron que, de toda la superficie de la Barrera Medanosa Oriental, las forestaciones son la segunda causa de modificación de la naturalidad de la barrera, después de las urbanizaciones. En el mencionado estudio, se reconoce que, del área total de la barrera de unos 521 km², las forestaciones representan 53,82 km², es decir, un 10,3 % de su extensión total.

Urbanizaciones sobre las dunas costeras

A lo largo del último siglo, se ha producido un incremento de la población humana en las zonas costeras debido a diversas causas sociales y económicas. La ocupación y crecimiento de la Costa Atlántica comenzó a finales del siglo XIX con la fundación de diversos balnearios en la sección sudoeste de la provincia de Buenos Aires, mientras que los balnearios al norte de Mar del Plata datan, los más antiguos, de principios de siglo XX. Sin embargo, durante los últimos 40 años se han producido los cambios más importantes en el litoral Atlántico de la provincia de Buenos Aires. Estos cambios, se encontraron asociados al rápido incremento poblacional de la Costa Atlántica en general (Dadon, 2005).

Como se mencionó antes, las áreas costeras, debido a la dinámica e interacción entre sus componentes naturales y socio-económicos, constituyen uno de los ambientes más frágiles del hábitat terrestre donde se producen importantes problemas (Nordstrom, 2008). En áreas semiurbanizadas y urbanizadas, éstas son generadas por la intervención del hombre sobre el medio natural, aunque también tienen una importante presencia los procesos naturales (Lithgow *et al.*, 2013).

Uno de los factores principales es el avance de la urbanización sobre las costas, producido por el crecimiento de las ciudades. Este avance está impulsado en gran medida por el turismo de sol y playa que aumenta considerablemente la población en la temporada estival (del Río *et al.*, 2017). Los recursos costeros son sometidos a una presión continua y a medida que los cambios en

el medio natural se van produciendo, se ve limitada su capacidad de respuesta alterándose el equilibrio preexistente.

Del Río *et al.* (2017) reconoce que existe un total de 40 localidades entre ciudades, pueblos y villas, sólo para la barrera medanosa oriental. De esta manera se registra a las urbanizaciones como el principal efecto transformador de esa barrera medanosa. Si bien los asentamientos más antiguos en la Barrera Oriental datan de fines del siglo XIX (como San Clemente del Tuyú), las ciudades costeras comienzan una etapa de desarrollo importante a partir de la década de 1930, desde aquel momento la población permanente ha ido incrementándose lentamente, llegando en la actualidad a unos 128000 habitantes distribuidos entre todas las poblaciones. La población global en la barrera medanosa oriental se ha incrementado de 102000 habitantes para el 2001 a 128000 habitantes en el 2010, según censos nacionales. Esto representa un aumento de 26000 habitantes permanentes en casi una década, por lo que la densidad poblacional de la Barrera Oriental ha pasado del 2001 al 2010 de 2hab/año a 2.5 hab/año (Del Río *et al.*, 2017).

Minería de Arenas

La extracción de arenas para la construcción es una actividad lícita e importante en las barreras medanosas de la provincia de Buenos Aires. Se entiende como minería de áridos, dentro de los cuales la arena tiene un rol fundamental, a la extracción de arena de las dunas y playas, o, eventualmente, el dragado de la franja marina inmediatamente contigua. Es una actividad reglamentada y regulada por los órganos de control ambiental y mineros de la Provincia de Buenos Aires y considerada como minerales de tercera categoría del Código de Minería de la Nación, que en el litoral atlántico solo se realiza activa y permanente en dunas (Caballé y Bravo Almonacid, 2006).

El crecimiento de las urbanizaciones, a lo largo de toda la segunda mitad del siglo veinte, demandó el uso de áridos para la construcción de las nuevas ciudades costeras y del interior próximas al litoral, que fueron explotados en un principio tanto de playas como dunas, generando problemas de erosión en algunos municipios costeros (Marcomini y López, 2006). Las distintas explotaciones no sólo abastecieron los Municipios Costeros, sino que también localidades cercanas tales como Mar del Plata, General Lavalle, Dolores, Maipú, Ayacucho, Balcarce o Tres Arroyos.

Debido a los problemas de erosión que se verificaron en muchas localidades de la costa atlántica, finalmente, la explotación de arena de playa finalmente fue prohibida en los partidos de Mar Chiquita, General Pueyrredón, General Alvarado y Lobería (decreto ley 8756) y en los partidos de La Costa, Pinamar y Villa Gesell (Disposición 2/95) (Marcomini y López, 2006).

Areneras de la provincia de Buenos Aires

En la jerga minera a las explotaciones de arenas se las denomina comúnmente *areneras* para distinguirlas de otro tipo de áridos naturales de mayor granulometría como las ripieras o graveras. Las areneras en todos los casos son explotaciones a cielo abierto y presentan un solo nivel de explotación desde la superficie del terreno hasta la cota del piso de explotación que es diferente según la barrera arenosa sometida a la actividad extractiva (del Río *et al.*, 2018).

Todas las areneras situadas en la provincia de Buenos Aires presentan un esquema de explotación extremadamente simple basado en la eliminación de la cobertura superior vegetada y posteriormente mediante palas mecánicas frontales o retroexcavadoras la extracción de arenas limpias que se depositan en montículos para ser cargadas en camiones, que eventualmente son pesados, y luego son transportadas hacia los centros de comercialización (Bértola *et al.*, 2021).

En el proceso extractivo no se han verificado técnicas de separación, beneficio mediante la utilización de agua o sustancias químicas de ningún tipo. En algunos casos, donde dentro del cuerpo medanoso se encuentran paleosuelos, estos materiales pedogenizados son considerados rechazos de producción, aunque a veces son comercializados para rellenos de terrenos (del Río *et al.*, 2018).

Durante el año 2018, en el marco de un Proyecto de Investigación de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires denominado Análisis De Los Impactos Ambientales Y Desarrollo De Criterios De Sustentabilidad Ambiental Para Las Explotaciones De Áridos Naturales Del Sistema De Dunas, Aplicables Al Desarrollo Urbano E Infraestructura De Las Ciudades De La Costa Atlántica Bonaerense. 2016-2020. PIT-BA, se realizaron una serie de campañas cuyo objetivo fue relevar los emprendimientos mineros existente y analizar las prácticas extractivas en dunas y aporta a su sustentabilidad, fue posible recorrer y conocer todas y cada una de las areneras donde se llevaban adelante actividades extractivas en las distintas barreras medanosas de la provincia de Buenos Aires.

De acuerdo con estos relevamientos y la información disponible en la Dirección Provincial de Minería, al momento del relevamiento, existían sólo 20 areneras en dunas registradas en la totalidad de las barreras medanosas. Sin embargo, la mayor parte de ellas no estaban activas. En la zona de Bahía Blanca, dado el origen continental (y no litoral) de las arenas, los emprendimientos extractivos son considerados como “*canteras de arena*”. En la tabla 1 se presenta un detalle de la localización, el registro de productor minero otorgado por la Provincia de Buenos Aires y la producción anual declarada por cada uno de ellos.

Nº DE PRODUCTOR MINERO	PRODUCTOR MINERO	CANTERA	PARTIDO	COORDENADAS GEOGRÁFICAS		PRODUCCION ANUAL INFORMADA	OBSERVACIONES
				LATITUD SUR	LONGITUD OESTE		
223	MARGARITA ARBELAIZ	ARENERA QUERANDÍ	GENERAL MADARIAGA	37°23'7.74"	57° 5'40.73"	109.831 m ³	Productor Vigente
299	MONVISO FORESTALS.A.	MONVISO FORESTAL	LOBERÍA	38°32'16,97"	58°34'13,47"	S/D	En OPDS desde 2016
393	CANTERADON JOSES.R.L.	CANTERA DON JOSÉ	LOBERÍA	38°32'30,77"	58°35'32,49"	52.000 m ³	Cantera Don José a partir de 5/5/2017
EN TRÁMITE	LOGIMAQDEL SUR	MONVISO FORESTAL	LOBERÍA	38°32'16,97"	58°34'13,47"	S/D	en OPDS desde 2016
372	AGROPECUA.MAD AZUMAS.R.L.	CANTERA MADAZUMA	CASTELLI	35°57'39,30"	57°27'1,04"	4.000 m ³	Productor Vigente
376	ANGEL ARIEL OBERTI	CANTERA OBERTI	CORONEL ROSALES	38° 53' 27,37"	62° 00' 37,90"	4.320 m ³	Productor Vigente

SIN	Julio Cesar SANDRINI	CANTERA SANDRINI	CORONEL ROSALES	38° 51' 11,35"	62° 04' 3,50"	9.000 m ₃	Cesóen 2011
SIN	Julio Cesar SANDRINI	YACIMIENTO DE ARENA - SANDRINI	CORONEL ROSALES	38° 51' 54,96"	62° 02' 13,18"	12.000 m ₃	Se presenta a partir de 2013
332	CARLOS A. MESSINA	LA MARTINA	CORONEL ROSALES	38° 42' 02,76"	62° 16' 09,22"	6.000 m ₃	Productor Vigente
SIN Nº	SIRACUSAHERMANOS	CANTERASIRACUSA	CORONEL ROSALES	38° 52' 13,01"	62° 01' 26,63"	14.400 m ₃	Sin datos
287	EL COMIENZOS.A. DEGALATI	ARENERA EL COMIENZO	GRAL. MADARIAGA	37°22'45,19"	57° 5'25,41"	24.000 m ₃	Cesóen 2013
311	JOSE A.RUBIO	CANTERADON JOSÉ	LOBERÍA	38°32'13,46"	58°34'31,35"	52.000 m ₃	DESDE 2016 EN OPDS
308	JORGERODINO	ARENERACDA	NECOCHEA	38° 39'16,97"	58°57'24,25"	38,400 TN.	Sin Actividad desde 2010
400	CEACHESERVICIOS S.R.L.	ARENERALAS TRES PLANTAS	LOBERÍA	38°30'27,13"	58°26'23,34"	98.000 m ₃	Ex Chhistensen
SIN	ANGEL OSCAR ZAGAME	ARENERANECOQUE N	NECOCHEA	38° 33'34"	58° 39'55"	36.000 m ₃	Sin Actividad desde el 2006
SIN	ANGEL OSCAR ZAGAME	ARENERA OSCARCITO	NECOCHEA	38° 33'53,23"	58° 40'37,71"	96.000 m ₃	Sin Actividad desde 2006, cese en 2013
SIN	VICOLI S.R.L.	CANT.ARENA PUNTAFLORIDA	NECOCHEA	38°39'21,05"	58°57'31,07"	3.360 m ₃	Sin Actividad
SIN	ARMANDO OSCAR ZAGAME	ARENERA OSCARCITO	LOBERIA	38° 32'05"	58° 34'15"	36.000 m ₃	Sin actividad desde 2006
249	CENTROS ARENEROS S.R.L.	EXTRACCIÓN DE ARENA EN SECO	NECOCHEA	38°33'36,93	58°40'26,13	48.300 m ₃	Sin actividad desde 2007
117	ETIAR S.A.	ARENERA SIEMPRE VIVA	PARTIDO DE LA COSTA	S/D	S/D	S/D	Sin actividad
297	ARENERA A.O.ZAGAME S.R.L.	ARENERA A.O.ZAGAME	LOBERÍA	38°33'0,6"	58°38'11,7"	no se cuenta	Ceso la explotación 2012

Tabla 1. Explotaciones de las dunas de la Provincia de Buenos Aires

El presente trabajo de tesis, tal como se indicó previamente, se desarrolló en su totalidad en el primero de los establecimientos mineros indicados en la tabla, es decir en la Arenera Querandi situada en el límite entre los partidos de general Madariaga y Villa Gesell con una producción anual, en el momento actual, del orden de los 100.000 m³ anuales. Este establecimiento se encuentra en explotación desde el año 2003. Según datos de la Dirección Provincial de Minería, al momento de esta presentación, la única arenera habilitada en toda la Barrera Medanosa Oriental por ende es la principal fuente legal de provisión de áridos para la construcción en toda esta vasta región.

El modelo extractivo en la Arenera QUERANDÍ

La Arenera Querandí, donde se llevó a cabo este estudio, presenta en general varios frentes de explotación en simultáneo. En general, la arenera cuenta para la extracción con una cargadora frontal a la que eventualmente se incorpora una segunda máquina en función de la demanda y alguna retroexcavadora (Figura 9). Como ya se ha mencionado, es la única arenera en la BMO y desarrolla su actividad desde hace más de 10 años. Esta arenera está registrada en el expediente de Evaluación de Impacto Ambiental 2721-950/01 con número de productor minero 223.

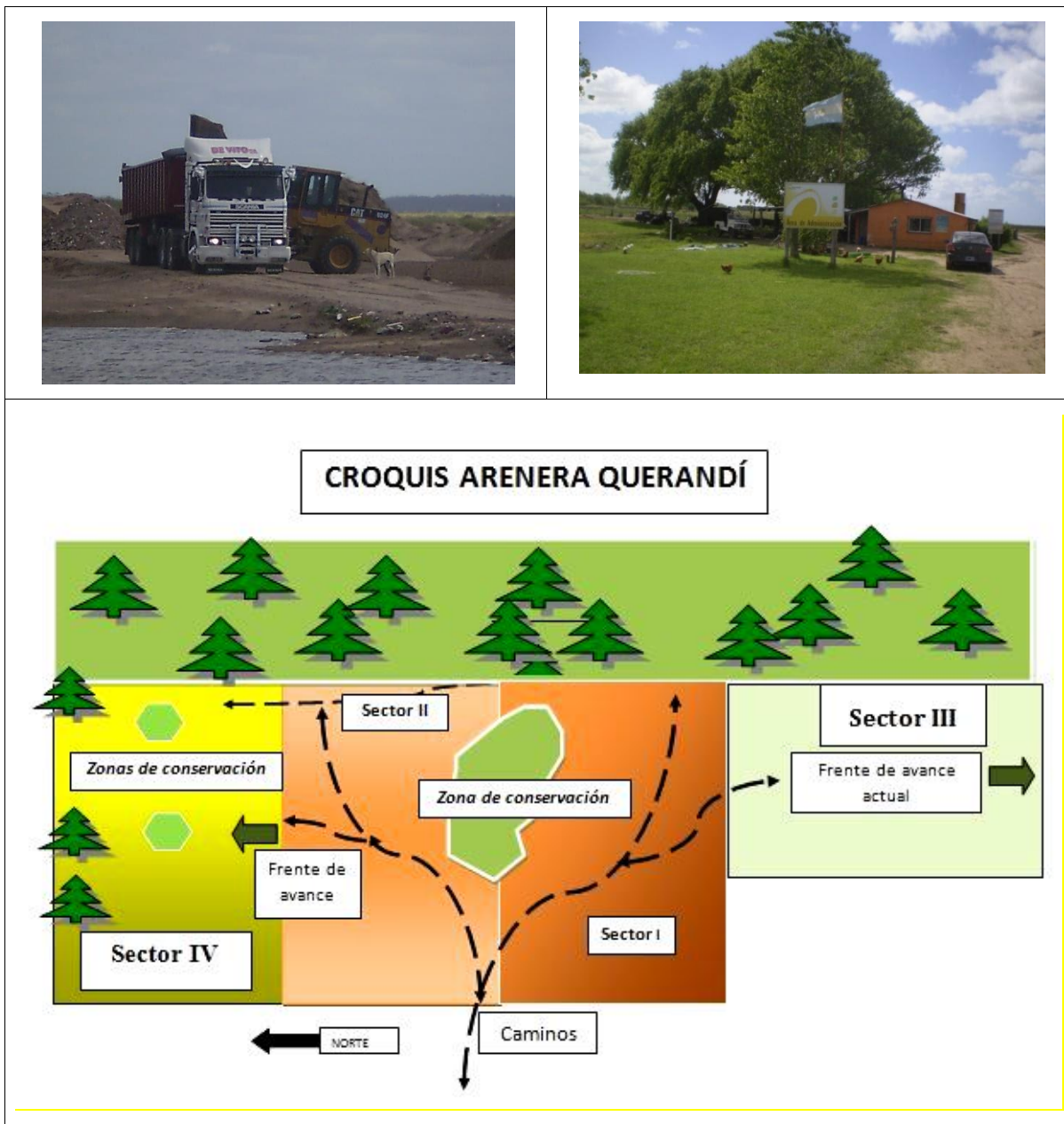


Figura 9. Fotos y croquis de Arenera Querandí

Se encuentra localizada en Circunscripción VI, Sección Rural, Parcela 54 de unas 740 has afectada a prácticas agrícolas y ganaderas en el Partido de Gral. Madariaga. El área en explotación minera original era de 19 hectáreas, que sufrió numerosas ampliaciones desde el 2003 hasta la

fecha donde el área extractiva y dependencias anexas llega casi 180 ha. Se observa una fuerte tendencia incremental en su producción anual declarada como se puede ver en la figura 10.

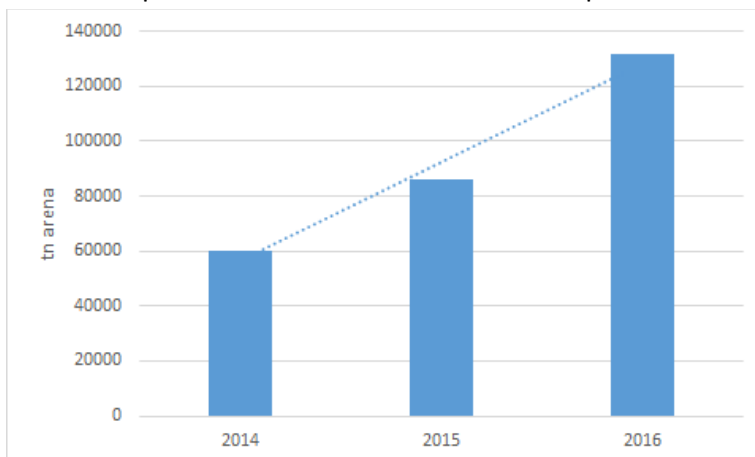


Figura 10. Total informado de extracción anual para la Arenera Querandí.

El proyecto minero declarado por la empresa ante las autoridades provinciales consta de las siguientes etapas:

1. Limpieza, retiro y acopio con palas frontales de los rechazos de producción conformados por arenas con cubierta vegetal y materia orgánica, a fin de exponer y preparar los frentes de ataque. El material de rechazo se reutiliza para la recomposición topográfica y como banco de semillas.
2. Tareas de explotación propiamente dichas que se orientan a la extracción del material remanente de las labores, con extracción mediante pala frontal y reacondicionamiento con almejero o retroexcavadora desde la superficie del terreno hasta la cota de 9 msnm.
3. La empresa ha definido áreas de conservación y amortiguación definidas en cada sector, que son sectores donde no se realizan actividades extractivas. Como parte de las medidas de mitigación ambiental de la actividad extractiva que actuaría como banco de semillas para repoblar los sectores destapados por la extracción
4. Esos sectores son los terrenos naturales se encuentran a cota 9,5 msnm o menores, o los humedales naturales, y que se mantienen como zonas de conservación y amortiguación donde no se realizan actividades extractivas.
5. La etapa de cierre del proyecto minero se articula con la actividad principal de la propietaria de la arenera que es la ganadería extensiva. Para lo cual se espera contar con una superficie plana a cota aproximada 9 metros snm, con pasturas naturales o sembradas y aguadas para la alimentación y el sostenimiento del ganado bovino.

El piso de la explotación establecido aproximadamente a la cota de 9 m.s.n.m, corresponde a un plano técnico que se asocia con la presencia del techo del nivel freático. El nivel freático presenta oscilaciones del orden del metro (del Río *et al.*, 2018).

El método de explotación se realiza a cielo abierto mediante dos palas cargadoras propias. En el caso de la Arenera Querandí, la retroexcavadora antes mencionada se utiliza para la elevación de pistas, fundamentalmente, y para tareas de recomposición de superficies generando trincheras que luego son cubiertas con destapes de suelos y rechazos de producción.

Los camiones de transporte del material no pertenecen a la empresa Arenera Querandí y su mantenimiento se realiza fuera de la explotación minera.

La Arenera Querandí cuenta con balanza para pesar camiones lo que permite pesar la cantidad de arena que se extrae. Esta arenera, extiende su área de cobertura comercial por casi 81 km, hasta las ciudades de Pinamar al Norte y Mar del Plata al Sur; hacia el Oeste abarca hasta la ciudad de General Madariaga. El precio en la cantera es de aproximadamente unos U\$S 8 por metro cúbico.

UTILIZACIÓN DE BIOINDICADORES COMO TÉCNICA DE MEDICIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

El bioindicador ecológico como técnica

Probablemente podamos aumentar nuestra visión y considerar como la técnica ecológica, no al organismo bioindicador sino al concepto de bioindicador. En realidad, la consideración de bioindicador es una denominación que se la atribuye a un organismo para un estudio particular. Es decir, se transforma al organismo en el elemento de aproximación para el análisis de un problema superior, que va más allá del organismo estudiado. De este modo, el estudio del bioindicador termina transformándose de alguna manera en un dato proxy para evaluar por ejemplo el impacto antrópico de un cultivo agrícola.

Por lo tanto, la búsqueda del bioindicador universal puede cobrar una nueva dimensión. En este caso, ya no se busca el organismo que sea transversal a todas las situaciones problema, sino la perfección de la teoría y de lo que implica el concepto de bioindicador de modo de poder aplicar un conjunto de reglas que debe cumplir el bioindicador para su rol de monitoreo. De este modo, se puede elegir aquel organismo del ambiente analizado que mejor represente el sistema para el estudio efectuado.

Es posible, entonces, considerar el desarrollo de una técnica ecológica basada en la teoría del bioindicador donde no es el organismo el que define la técnica sino el concepto en sí mismo. Por tal motivo, se debe tener en cuenta el conjunto de condiciones que debe reunir el organismo para poder llevar a cabo el estudio de las variables ambientales.

Se podría decir entonces que un indicador apropiado debe tener, al menos, las siguientes características: a- resonancia taxonómica (es decir que sea una especie fácilmente reconocible por una persona no especialista); b- una distribución amplia; c- poca movilidad; d- características ecológicas bien conocidas; e- abundancia numérica; f- idoneidad para experimentos de laboratorio; g- alta sensibilidad al estresante ambiental; h- alta habilidad para la cuantificación y estandarización (Resh y Rosenberg, 1993; Hilty y Merenlender, 2000; Füreder y Reynolds, 2003). En la misma línea de pensamiento, Payne (2013) propone una serie de interrogantes para dirigir el criterio de selección del bioindicador más adecuado para la situación de estudio. Este conjunto de indicaciones, proponen la consideración de lo que el indicador debe mostrar, de cuan frecuentemente debe ser analizado, el período de tiempo de la respuesta, la resolución espacial, cuán grande debe ser la muestra, que criterios de identificación están disponibles, cual es el costo aceptable, que equipamiento está disponible o si el mismo indicador puede ser aplicable a áreas más grandes.

Probablemente, al comparar los posibles bioindicadores de un ambiente determinado, ninguno cumpla con el 100 % de las condiciones. Sin embargo, estos lineamientos deben comprenderse como unas directrices que coordinen la decisión. Siempre que se pueda cumplir con la totalidad de las condiciones resulta la situación ideal, pero muchas veces lo ideal no es practicable, por lo que se debe tener en cuenta aquel modelo de estudio que cumpla con la mayor cantidad de requisitos, pero sin perder la cabeza por la búsqueda del modelo perfecto.

Este conjunto de reflexiones, representan un buen punto de partida para trasladar la discusión del desarrollo del bioindicador desde el organismo hacia el ambiente. Siendo el ambiente el que es objeto de análisis, es aceptable que sea este el que naturalmente entregue un bioindicador para su análisis, en conjunto con la pregunta que se desea contestar, la variable que

se desea estudiar o el elemento que se desea analizar. Por ese motivo, parece forzado, y por lo tanto incorrecto, desplazar la discusión hacia la búsqueda de un bioindicador universal. Pero resulta algo más natural aplicar un conjunto de ideas que entreguen razonablemente aquel modelo de estudio que cumpla como bioindicador o monitoreo del ecosistema problema.

Ctenomys talarum como bioindicador de perturbación dunícola

Ctenomys talarum representa un modelo adecuado de estudio, debido a las condiciones que presentan. Dado que estos animales son endémicos del ambiente dunar, característico de la zona de estudio, existe una estrecha relación entre ellos y el ambiente, producto de presiones de selección que han llevado a la especie a su alta adaptación en el sustrato arenoso (Fanjul *et al.*, 2021). De esta manera, se vuelven un elemento preponderante para evaluar la potencial pérdida de hábitat de la zona perturbada producto de la actividad minera. Algunas de las consideraciones más importantes serán discutidas a continuación.

Especie clave e ingeniero ecosistémico

Los roedores subterráneos son considerados ingenieros ecosistémicos de gran importancia debido a los efectos que poseen sobre la estructura de la comunidad vegetal del ambiente que los rodea (Andersen, 1987; Huntly y Reichman, 1994; Whitford y Kay, 1999; Cameron, 2000; Campos *et al.*, 2001; Reichman y Seabloom, 2002). Además, se les reconoce como especies clave debido a que su efecto es muy significativo en relación al bajo número de individuos involucrados, característico de su estructura poblacional en demos (Mares y Hulse, 1977; Power *et al.*, 1996; Reichman y Seabloom, 2002). La actividad de estos roedores entre muchos otros efectos, puede incrementar la concentración de nutrientes minerales en el suelo debido al ciclado vertical del mismo producido por la excavación y la formación de montículos en la superficie (Grant y McBrayer, 1981; Huntly e Inouye, 1988). Este efecto es importante ya que aumenta los nutrientes en ciertos sectores con déficits, facilitando la proliferación de ciertas plantas anuales con amplios requerimientos (Mun y Whitford, 1998).

Los roedores caviomorfos sudamericanos del género *Ctenomys*, llamados tuco-tuco son los más abundantes en número de especies de todos los roedores fosoriales (Reig *et al.*, 1990). Son pequeños roedores subterráneos que se encuentran en el sur de América del Sur, donde habitan un sistema de galerías cerradas paralelas a la superficie del suelo (Antinuchi y Busch, 1992). Son roedores de tamaño medio que comparten muchas características con otras especies de mamíferos subterráneos (Reig *et al.*, 1990; Giannoni *et al.*, 1996; Busch *et al.*, 2000). La especie *Ctenomys talarum* habita en los médanos costeros de la provincia de Buenos Aires.

El ambiente tradicional donde se desarrolla la especie *Ctenomys talarum* (tuco-tuco) corresponde con un ambiente de zonas dunares el cual se extiende por toda la Barrera Medanosa Oriental e incluso se extiende hasta una parte de la Barrera Medanosa Austral (Mora *et al.*, 2007).

Hábito semifosorial

Los individuos de *Ctenomys talarum* son animales con hábitos semifosoriales, lo cual implica que a pesar de ser subterráneos salen a la superficie con frecuencia, principalmente para buscar las partes aéreas de las plantas que consumen (Vasallo, 1993; Buffenstein, 2000). Los tuco-tuco no beben agua por lo que deben incorporarla de los alimentos (Zenuto *et al.*, 2001). La

especie *Ctenomys talarum*, es considerada generalista, es decir, que no posee un alimento preferido que conforme su dieta (del Valle *et al.*, 2001). Estos individuos desarrollan madrigueras compuestas de galerías extensas por debajo del suelo. En particular, las galerías de las madrigueras del tuco-tuco se encuentran en promedio entre 30 y 40 cm. de la superficie del suelo y se extienden comúnmente entre 2 y 25 metros (Antinuchi y Busch, 1992).

El hábito excavador de *Ctenomys* se caracteriza por un comportamiento en el que con sus patas delanteras remueve el sedimento del suelo y lo lleva hacia atrás con sus patas traseras a medida que retrocede en la galería depositando la cantidad extraída en la boca exterior de la madriguera generando un montículo de sedimento extraído (Pearson, 1959; Hickman, 1985, Camín, 1995; Giannoni *et al.*, 1996). Debido a este comportamiento se generan aberturas en el suelo, que se corresponden con las bocas de la madriguera, las cuales son fácilmente identificables en el campo. Además, debido a que estos individuos salen a menudo a buscar comida, y realizan tareas de limpieza, son muy activos en líneas generales, los montículos son continuamente renovados o generados (Antinuchi y Busch, 1992).

Del mismo modo, para el establecimiento de individuos de *Ctenomys talarum* se deben sostener ciertas condiciones en el terreno. Entre estas condiciones se encuentran la compactación del suelo y la inclinación del terreno (Luna y Antenucci, 2006; Antenucci *et al.*, 2007). Prefieren pendientes suaves, dado que cuando se superan ciertos límites, el desplazamiento en el terreno es energéticamente costoso para los individuos. Estos elementos del ambiente son fácilmente corroborables, por lo que son un buen indicador de la viabilidad ambiental para *Ctenomys* posterior a la explotación.

Relación con la vegetación

Otro de los grandes efectos que poseen los individuos de *Ctenomys talarum*, como ingenieros ecosistémicos, está relacionado con el desarrollo vegetal. Para empezar, son individuos herbívoros que se alimentan de las partes aéreas de la vegetación. Estos animales son considerados como generalistas esto quiere decir que sus hábitos alimentarios incluyen el forrajeo de casi todas las especies vegetales presentes en un pastizal (Comparatore *et al.*, 1995). Sin embargo, principalmente, se alimenta de *Panicum racemosum* y *Poa lanuginosa*, debido a que son las especies más abundantes. Este efecto de forrajeo modela la composición vegetal del parche que ocupan los individuos de la especie, ya que el consumo de las especies vegetales más abundantes favorece la distribución de las que menos abundantes (Malizia *et al.*, 2000).

Por otra parte, los individuos de *Ctenomys talarum* poseen una profunda influencia en la facilitación de la sucesión. Entre las más destacadas se encuentran, el entierro de semillas que quedan en superficie lo que favorece su germinación (Malizia *et al.*, 2000).

Relación con las fluctuaciones del nivel freático

Los individuos de *Ctenomys talarum* desarrollan sus túneles entre 30 y 40 cm por debajo de la superficie del suelo (Antinuchi y Busch, 1992), por lo que, si el techo del acuífero freático se acerca mucho a la superficie, el establecimiento de los individuos de esta especie se verá limitado. El espesor no saturado, es decir la distancia vertical entre la superficie del terreno y el techo del nivel freático, ha sido monitoreado en forma periódica por la empresa en un pozo localizado en la zona de construcciones de administración de la arenera Querandí.

La presencia de sectores inundados por afloramiento del nivel freático o anegados por fenómenos climáticos de alta pluviosidad, modelan la distribución de los individuos de *Ctenomys talarum*. Este efecto puede ser tan grande como para producir el desplazamiento de los individuos de áreas previamente ocupadas y la imposibilidad de la recolonización de las mismas evitando de este modo el efecto de ingeniero ecosistémico de los tuco-tuco en los procesos de recuperación ambiental del área impactada.

Los machos de *Ctenomys talarum* son territoriales por lo que rechazan la presencia de otros individuos machos en su área de influencia (Antenucci *et al.*, 2007), sin embargo, son poligínicos por lo que mantiene a un grupo de hembras cerca para fomentar su reproducción. Por este motivo, es posible encontrar áreas de tuco-tuco con varios individuos, sin embargo, esto puede oscilar, es decir, que según las condiciones ambientales el tamaño de los demos puede ser variable. De cualquier manera, es otra característica que puede ser considerada para evaluar la recuperación ambiental del área de estudio.

Ctenomys talarum como indicador en dunas costeras extremadamente perturbadas por actividades antrópicas como la minería de dunas

Podemos ver por qué *Ctenomys talarum* se presenta como un excelente bioindicador. Para empezar, la especie debía tener resonancia taxonómica, es decir que debe ser fácilmente identificable. A pesar de no ser un animal que se lo vea fácilmente sobre la superficie, los montículos de sedimento que genera por su actividad excavatoria son muy característicos y fácilmente reconocibles (Figura 11).



Figura 11. Montículos de *Ctenomys talarum*

El segundo punto sostiene que una condición apreciable es que la especie tenga una distribución amplia. Los individuos de *C. talarum* poseen una amplia representación en toda la barrera medanosa oriental e incluso en parte de la austral por lo que su distribución geográfica es suficientemente extensa para ser considerado un elemento característico de las dunas costeras de Buenos Aires, además de tratarse de un endemismo en el área (Agnolin *et al.*, 2016, Fanjul *et al.*, 2021).

El siguiente punto también se cumple ya que en líneas generales poseen una escasa vagilidad (Busch *et al.*, 1989). Además, el hecho de que su microambiente se limite a las dunas, su distribución pueda inferirse de los montículos que resultan de su actividad excavatoria y que salgan a menudo fuera de la madriguera para recolectar la vegetación para su ingesta hace que su

seguimiento no sea complejo permitiendo establecer su avance de forma adecuada (Antenuchi y Busch, 1993, Malizia *et al.*, 2000, Fanjul *et al.*, 2021).

Con respecto a sus características ecológicas, existe extensa bibliografía que permite, además, dar cuenta también de características fisiológicas que establecen un marco de conocimiento amplio y apropiado para determinar los parámetros ambientales que pueden seguirse para determinar la calidad ambiental del pasivo de explotación post actividad.

La abundancia numérica es una condición de difícil conceptualización ante una perturbación antrópica. En condiciones naturales, las abundancias de *Ctenomys talarum* suelen ser apreciables y no representaría una dificultad. Sin embargo, el hecho de una perturbación como la minería y la necesidad de establecer la condición ambiental del área en relación a su capacidad para la recolonización de los animales, hacen dificultoso estimar si la cantidad de *C. talarum* y dará una perspectiva conspicua de abundancia. Pero dado que en condiciones naturales se puede ver una buena cantidad de individuos por sector, se puede concluir que este punto también se cumple.

Con respecto a la idoneidad para experimentos de laboratorio, los tuco-tuco han probado mantenerse bien en bioterio y han sido utilizados en varias experiencias de laboratorio para establecer condiciones fisiológicas de los mismos. De cualquier modo, para este trabajo en particular, no fue necesario realizar experiencias de laboratorio con los mismos por lo que este punto, en consecuencia, no tiene relevancia.

En el siguiente punto es, tal vez, donde mejor se pueda apreciar la teoría presentada con antelación de que es el ambiente el que ofrece el mejor bioindicador para el análisis del mismo. Como el tuco-tuco es un animal de hábito excavador, pasa gran parte de su tiempo bajo la superficie construyendo sus madrigueras. Por lo tanto, debido a que la perturbación que se presenta en esta explotación es la remoción del sedimento arenoso en el cual se desarrolla su actividad diaria, se puede ver que la sensibilidad de los individuos de esta especie ante el estrés que representa la actividad minera en la zona es alta.

Finalmente, respecto de la capacidad para la cuantificación y estandarización, se puede mencionar que debido a la alta cantidad de bibliografía que existe acerca de esta especie se pueden precisar los parámetros a seguir sobre su estudio con relativa certeza, a modo de obtener una evaluación adecuada siguiendo el objetivo principal de determinar el estado ambiental y la capacidad de recuperación de los pasivos explotados.

Por lo tanto, haciendo una recapitulación de los puntos exhibidos, de un total de 8 condiciones presentadas que debería seguir cualquier bioindicador para ser considerado como tal, la especie *C. talarum* cumple con 7 de modo consistente, lo cual demuestra su alta performance como herramienta, al menos bajo las condiciones que se muestran y siempre considerando el ambiente en el que se está trabajando.

METODOLOGÍA

Distribución de las áreas de explotación a lo largo del tiempo

Para llevar a cabo el análisis del efecto de la actividad de extracción de arena, el área de estudio fue dividida en 4 sectores considerando el año en que finalizó la extracción de áridos en cada uno de ellos. De esta manera, dichos sectores se denominaron como 2006, 2007, 2009 y 2011, que se corresponden con los años de laboreo que dejaron pisos de explotación de las áreas de extracción estabilizados sin continuidad de actividades. (Figura 12). Esta clasificación de las áreas de estudio también permite evaluar diferencias observadas en las comunidades vegetales de los distintos sectores de análisis.

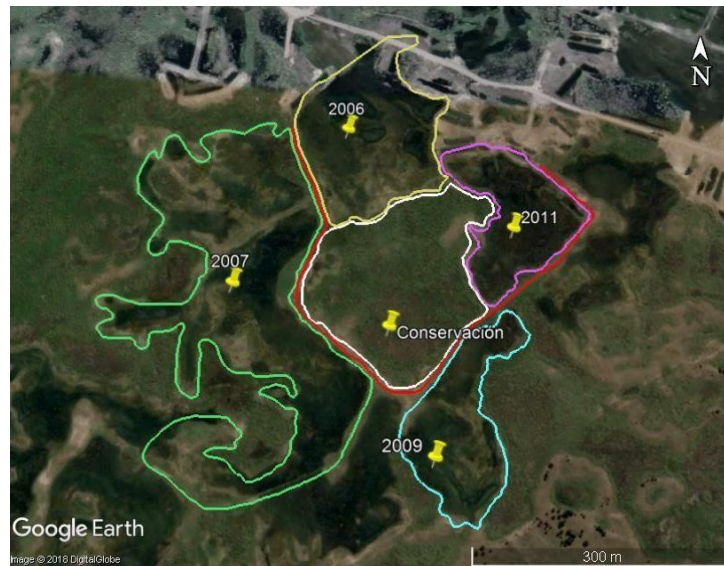


Figura 12. Mapa de los sectores relevados. Se pueden ver los límites de cada área, la línea en rojo representa las viejas pistas de laboreo entre los paños

También se relevó un quinto sector denominado “Conservación”, ubicado en el centro del área de estudio y rodeado por las áreas de extracción. El mismo se corresponde con un área de interduna caracterizada por pastizales densos de *Cortaderia selloana*, que no sufrió perturbación por actividad extractiva. Esta área se mantuvo intacta por decisión de la empresa a los fines de tener un sector de control dentro de la misma arenera como un elemento más dentro del plan técnico de explotación, es decir, se la consideró como un área protegida dentro del proyecto ejecutivo presentado a las autoridades mineras y ambientales de la Provincia de Buenos Aires, con la intención de que este sector funcione como fuente de semillas para una posterior repoblación vegetal de las áreas impactadas. De este modo el área mencionada actúa como una especie de remediador o reparador de la perturbación de explotación de la actividad extractiva. En la tabla 2 se observan las superficies medidas en hectáreas de las áreas analizadas.

Sector	Superficie
2006	3.31
2007	7.75
2009	2.15
2011	2.94
Conservación	4.13

Tabla 2: Superficie en ha de los sectores relevados en ha.

Relevamiento de la distribución de *Ctenomys talarum* en relación con los sectores de explotación

Se llevó a cabo un relevamiento in situ de las áreas de estudio. El mismo consistió en 16 campañas llevadas adelante durante los años 2016 y 2017 (una campaña por sector para cada estación del año). En cada campaña se realizó un relevamiento exhaustivo en búsqueda de evidencias de actividad de individuos de *C. talarum*. De este modo, se registró dicha actividad a lo largo de las distintas estaciones del año. A tal efecto, se consideró la ocurrencia de actividad de *C. talarum* cuando se observaban agrupaciones de montículos de sedimento, los cuales son característicos del modo de excavación de estos organismos. Estos puntos fueron georreferenciados con un GPS modelo Garmin Etrex Vista. Los datos del GPS fueron descargados con un software específico MapSource y luego montados en el programa Google Earth para generar los mapas de distribución.

La metodología de explotación de la arena en esta minera fue por sectores, los cuales estaban limitados por pistas de tránsito vehicular para el ingreso de los camiones y las maquinarias ocupadas en la extracción. De tal manera, los límites de cada sector generaron hacia el interior superficies planas alteradas con cotas muy próximas al techo del acuífero freático, y los terraplenes asociados a las pistas de laboreo, en sus límites internos, o bien a los bordes de las explotaciones en los límites externos de cada sector. De tal manera se reconocen dos sectores en cada pasivo de explotación uno contiguo al límite del pasivo, hacia el interior del mismo, y otro en el área central de cada pasivo. Por este motivo, los puntos de actividad fueron identificados como internos y externos, considerando como externos a aquellos ubicados en los terraplenes o zonas elevadas asociadas a los mismos, y como internos aquellos que se encontraron en sectores centrales de los pasivos de explotación.

Precipitaciones

Se obtuvieron los datos de precipitaciones diarios correspondientes a los años de estudio de las imágenes satelitales, del año 2011 al año 2019 (Servicio Meteorológico Nacional). Estos datos fueron obtenidos, para analizar el estado de los encharcamientos bajo diferentes regímenes de precipitaciones.

Superficie de Encharcamiento

Se pudo observar que el área post explotación sufría de inundaciones recurrentes ante episodios de tormenta. Se realizó un estudio de las condiciones de encharcamiento de los sectores analizados, para lo cual se llevó a cabo un relevamiento de imágenes satelitales de la zona de estudio. Con la ayuda del software de libre utilización Google Earth, se obtuvieron imágenes de distintos años. El lapso incluyó desde el año 2011, cuando se terminó de realizar la explotación del último sector incluido en el análisis, hasta el año 2019, cuando se realizó el estudio mencionado. El archivo fue complementado por algunas imágenes realizadas por fotogrametría utilizando un drone para tal fin. En estas fotos se puede establecer distintas condiciones de encharcamiento de las áreas afectadas por la actividad.

Una vez que las imágenes del área fueron obtenidas se identificaron, para cada una, los sectores inundados y se los marcó con un polígono de área en la misma aplicación de Google Earth. Asimismo, se realizó un polígono de área para cada uno de los sectores estudiados. Estas

condiciones diferentes de encharcamiento y sectores de estudio, fueron registrados como áreas y archivados como archivos KMZ para su posterior trabajo en gabinete.

Los polígonos realizados fueron exportados al programa QGIS, a través de los archivos KMZ, para generar mapas de encharcamiento de las áreas. A partir del formato shapefile, se realizó la unión de los elementos espaciales en base a la superficie ocupada. Para realizar los mapas se establecieron distintas situaciones de encharcamiento. En total se consideraron 4 situaciones distintas de encharcamiento: baja, intermedia, alta y muy alta.

Para establecer estas categorías, se consideró a todas aquellas imágenes que difirieran en menos de un 5% en su área total de encharcamiento dentro de la misma categoría. Al igual que en el paso anterior en QGIS se realizó la transformación de las líneas en polígonos a partir de la herramienta Geometría en el formato Vectorial, para cada uno de los años, áreas de conservación y la capa verano. Una vez finalizado este paso se realizó la unión de capas perteneciente a la misma situación, con la herramienta Geoproceso, y para finalizar dentro de la misma herramienta se realizó la disolución de las uniones de los diferentes polígonos para obtener un único polígono.

Finalizado el trabajo de edición se continuó con el análisis de los datos espaciales para obtener el área (m²) de encharcamiento y terreno seco para cada situación.

Plano altimétrico

Para realizar el mapa altimétrico mediante curvas de nivel del área se utilizó un Modelo Digital de Elevaciones obtenido del Instituto Geográfico Nacional. Con el Modelo Digital de Elevaciones de 30 metros se obtuvo la capa raster de este mismo. Este raster, fue luego utilizado en el QGIS para realizar el mapa de curvas de nivel. Este mapa de curvas de nivel fue realizado con una equidistancia de 0,5 metros entre curva y curva.

Análisis Granulométrico del sedimento

El sedimento corresponde a la fase sólida del suelo, el cual presenta características particulares que pueden afectar el desarrollo de la biota del lugar. Con el objetivo de analizar las características granulométricas de cada uno de los sectores analizados, se tomaron muestras de sedimentos de la superficie en diferentes puntos de cada sector de estudio. Estas muestras se tamizaron en seco utilizando tamices con pantallas ASTM desde +10 hasta +270, con un intervalo de 0,5 phi entre ellas, que permiten el paso de granos en un intervalo de 2mm a 63 micrones. Las muestras se tamizaron según los métodos normales para el análisis granulométrico de arenas (Carver, 1971) en una tamizadora tipo Ro-tap con un cronómetro incorporado. Los resultados del análisis granulométrico se representaron gráficamente y se realizaron los análisis estadísticos. Como método de representación gráfica, se eligió el histograma o gráfico de barras y el diagrama de frecuencia acumulado en el papel probabilístico.

Los valores de las fracciones se tabularon y utilizaron más tarde para obtener las estadísticas granulométricas de media, mediana y desvío estándar siguiendo la metodología desarrollada por Folk y Ward (1957) y el percentil 1 o parámetro C de Passega (1957) que representa el tamaño máximo de grano que puede ser transportado por el agente de transporte en un entorno determinado. Entonces, este parámetro es un índice de la energía máxima de ese agente de transporte en ese contexto.

Análisis de ph del suelo

El análisis de pH se realizó mezclando agua y sedimento en una relación de 1: 2.5 p / v haciendo batidos durante 15 minutos. Después de una hora se tomaron las medidas, se obtuvo el pH con un medidor de ph HANNA modelo HI991003.

Análisis de compactación del sustrato

Se evaluó la resistencia mecánica del suelo para estimar el grado de compactación del suelo, considerando este efecto como la capacidad de excavar el sedimento para los individuos presentes en el área. Para este estudio, la resistencia mecánica del sedimento se probó con un penetrómetro de cono de acuerdo con las normas ASAE S 313 (Bradford, 1986), como una estimación de la dureza del suelo en diferentes condiciones del suelo, el sector explotado, el centro de la pista y la pista lateral.

Análisis General de transporte eólico

El aporte eólico de sedimentos en el área desde el entorno cercano ha sido un elemento considerado, debido a su potencial capacidad de recuperar la superficie del terreno. Con el objeto de identificar el efecto del aporte de sedimentos sobre el área estudiada, se colocó un muestreador estático direccional de hierro, situado en un punto central del área de explotación el día 18 de noviembre de 2016 (Figura 13). El muestreador fue colocado en un sector límite entre la zona en explotación y un sector no impactado por actividades mineras (Figura 14). Hacia el norte de este sector, se desarrolla un área en extracción activa con una pista de transporte de material de la cantera y hacia el este y sur un área de dunas que no han sido explotadas.



Figura 13. Muestreadores de polvo.

Se instalaron muestreadores en las áreas de estudio para determinar y caracterizar el material transportable eólicamente. Los mismos se diseñaron siguiendo el modelo de Ayala Caicedo *et al.* (1996) con dos alturas de recolección de material, una inferior (0,5 m de la superficie del suelo), y otra superior (1,5 m de la superficie), y 4 puntos cardinales.

El material entrampado fue recolectado periódicamente (28 de diciembre de 2016, 13 de febrero, 7 de marzo y 05 de mayo de 2017). Las muestras, separadas según estrato de recolección en el muestreador (Inferior o superior) y punto cardinal, fueron clasificadas en 4 periodos según la fecha de recolección, a saber, período 1 correspondiente al lapso de tiempo desde el 18/11/2016 hasta el 28/12/2016, periodo 2 desde el 28/12/2016 hasta 13/02/2017, período 3 desde el 13/02/2017 hasta el 07/03/2017 y el periodo 4 desde el 07/03/2017 hasta el 05/05/2017. De este modo, el período 1 coincide con la primavera, los periodos 2 y 3 con el verano y el periodo 4 con el otoño. El material fue pesado en balanza con un grado de precisión de 0.001gr. Se comparó lo observado en los distintos compartimientos del colector, de manera de poder identificar la dirección principal y el nivel de aporte de sedimentos en el área explotada.



Figura 14. Ubicación del muestreador dentro de la arenera.

Estudio de la composición química del sustrato

Se analizaron tres sectores, dos de los cuales corresponden a sitios de extracción con diferentes tiempos de finalización de actividad, que hoy representan pasivos de extracción, para este análisis utilizamos el área denominada como 2007 y 2011. Por otro lado, para comparar con una situación natural, muestreamos y analizamos las mismas variables en el sector de conservación, definidas anteriormente.

Recolectamos muestras de suelo de todos los sectores, correspondientes a tres condiciones diferentes: a) superficie del suelo, b) profundidad del suelo (30 cm.) y la superficie del montículo de una cueva. La profundidad seleccionada a la que se tomó la muestra fue considerada en función de que los individuos de *Ctenomys talarum* excavan sus cuevas a unos 30 cm por debajo de la superficie del suelo (Antinuchi y Busch, 1992). Todas las muestras fueron tratadas para analizar el nivel de nutrientes: fósforo (P), nitrógeno (N), calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K). La concentración de N se obtuvo mediante el método de Kjeldahl, el P extraíble

se cuantificó colorimétricamente, mientras que para los otros elementos Ca, Mg, Na y K, la estimación se obtuvo mediante absorción por espectrometría atómica.

Biomasa vegetal

Para estimar la biomasa vegetal se implementó el método utilizado por Antinuchi y Busch (1992). En todas las áreas de estudio se recolectaron muestras en cada lugar donde se evidenció actividad de *Ctenomys talarum*, asimismo se tomó una muestra en cada sector de trabajo en un lugar sin evidencia de actividad de tuco-tuco para contemplar las características fuera del área de actividad de los individuos de la especie. Fueron obtenidas tres muestras de vegetación en la periferia de la apertura de la madriguera (<1 m) de los tuco-tuco. En aquellos lugares sin actividad de *Ctenomys* se recolectaron tres muestras al azar. Toda la vegetación presente en un área de 0.24 m² x 0.3 m de profundidad fue recolectada. En gabinete se limpió la muestra y se separó en sus porciones aéreas y subterráneas. Estas partes fueron secadas por 24 hs. a 80° C y pesadas con un margen de 0.01 g en balanza analítica AND FX 3000 (Japón). La biomasa vegetal seca (subterránea, aérea y total) de cada apertura de madriguera fue promediada entre las 3 muestras.

Cobertura Vegetal

Para estimar la cobertura vegetal se utilizó una variante del método de Braun-Blanquet (1932). En cada estación se estimó el porcentaje de cobertura vegetal en un área de 1 m², para ello se utilizó un cuadrado con el área descrita y se sacaron fotos del cuadrado en tres sectores de la estación de estudio. Posteriormente en gabinete se trabajó la imagen en Corel Draw dividiendo el área de trabajo en una cuadrícula de 10 x 10 y calculando la cobertura vegetal como un mosaico de unidades vegetadas y no vegetadas. Esta misma metodología se utilizó para establecer cobertura de algunas especies dominantes.

Biodiversidad vegetal

Para establecer el ensamble vegetal se recolectaron muestras de individuos de especies vegetales presentes en el área. Las mismas se utilizaron para desarrollar un herbario en gabinete a fin de clasificar las distintas especies, el cual permanece archivado en el Laboratorio de Geología Ambiental del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. La clasificación se llevó a cabo a través de análisis por colección del Insitituto Darwinion. La clasificación de las muestras se efectuó a nivel de género y especie. Además, las especies se clasificaron según su estado (nativo, endémico, adventicio / alienígena, naturalizado e introducido), ciclo de vida (anual o perenne) y hábito (hierba, arbusto y subarbusto) según el Catálogo de Plantas Vasculares del Cono Sur, Instituto Botánico Darwinion (<http://www.floraargentina.edu.ar/>)

Índices de Vegetación

Índices

Para la comparación entre las zonas estudiadas se calcularon los siguientes índices:

- Índice de vegetación (V):

V= n° sp. en la zona de muestreo/ n° sp. Totales x 100

- Índice de nativas por zona (n):

$n = \text{n}^\circ \text{ sp. nativas en la zona} / \text{n}^\circ \text{ sp. totales en la zona}$

Los valores de este índice oscilan entre 1 (todas las especies presentes son nativas) y 0 (ninguna de las especies presentes es nativa).

- Porcentaje de perennes y anuales por zona:

$\% p = \text{n}^\circ \text{ sp. perennes en la zona} / \text{n}^\circ \text{ sp. totales en la zona} \times 100$

$\% a = \text{n}^\circ \text{ sp. anuales en la zona} / \text{n}^\circ \text{ sp. totales en la zona} \times 100$

- Índice de distribución de perennes, anuales y nativas:

$\% P = \text{n}^\circ \text{ sp. perennes en la zona} / \text{n}^\circ \text{ sp. Perennes Totales} \times 100$

$\% A = \text{n}^\circ \text{ sp. anuales en la zona} / \text{n}^\circ \text{ sp. Anuales Totales} \times 100$

$\% N = \text{n}^\circ \text{ sp. nativas en la zona} / \text{n}^\circ \text{ sp. Nativas Totales} \times 100$

Beta Diversidad

La diversidad β puede ser entendida como la magnitud de cambio en la composición de las comunidades o el grado de diferenciación entre comunidades, en relación con un gradiente ambiental complejo o a patrones ambientales (Whittaker, 1960).

Para este estudio, la diversidad β se definió bajo el concepto de complementariedad, adoptado por Colwell y Coddington (1994), que contempla la disimilitud en la riqueza de especies como un componente positivo de la biodiversidad. De esta manera, las faunas complementarias pueden entenderse como parte integral de un todo. La complementariedad entre un par de sitios se calculó de la siguiente manera:

$$C = [(\text{S}_j + \text{S}_k - 2 \text{V}_{jk}) / (\text{S}_j + \text{S}_k - \text{V}_{jk})] * 100$$

Donde S_j es el número de especies del sitio j , S_k es el número de especies del sitio k , y V_{jk} es el número de especies en común entre los dos sitios. De esta manera, C varía entre 0% (cuando ambos sitios comparten todas las especies) y 100% (cuando las especies son completamente distintas).

Ensamblajes vegetales

Para establecer los ensamblajes de vegetación y poder caracterizar las especies dominantes de cada sector analizado, se realizaron distribuciones de frecuencia de las especies presentes en cada área de estudio. Para ello se graficó la abundancia relativa de cada especie y se generó un perfil para cada sector donde se estableció que aquellas especies que superaran el 4% fueron consideradas como dominantes y, por lo tanto, representativas del ensamble. Este criterio se estableció siguiendo la escala propuesta por Tischler (1949) (Rancati, 1996; Agosti y Sciaky, 1998)

Análisis estadístico

Para realizar los análisis granulométricos se utilizó la aplicación GRADISTAT (Blott y Pie, 2008). Los parámetros estimados se analizaron utilizando métodos lineales generalizados (GLM). Los resultados fueron tabulados. Para evaluar la normalidad de las variables analizadas se utilizó estadística descriptiva y la prueba de Shapiro Wilk. Para aquellas muestras que mostraron una distribución normal, se utilizó la prueba ANOVA para evaluar si había diferencias significativas entre las condiciones estudiadas. En aquellos casos en los cuáles no se corroboró la normalidad de los datos se llevaron a cabo test no paramétricos, como el test de Kruskal-Wallis. En aquellas muestras que evidenciaran diferencias significativas se utilizó el test de Tukey-Kramer, para determinar que muestras eran las significativamente diferentes. Para realizar el análisis estadístico se utilizaron los softwares Microsoft Excel y Past 4.03.

RESULTADOS

Distribución de *Ctenomys talarum* en el área de estudio

En las figuras 14 a 17 se encuentran representadas los puntos de actividad de los individuos de *Ctenomys talarum* en los distintos ambientes de la explotación analizados y en el área de conservación.

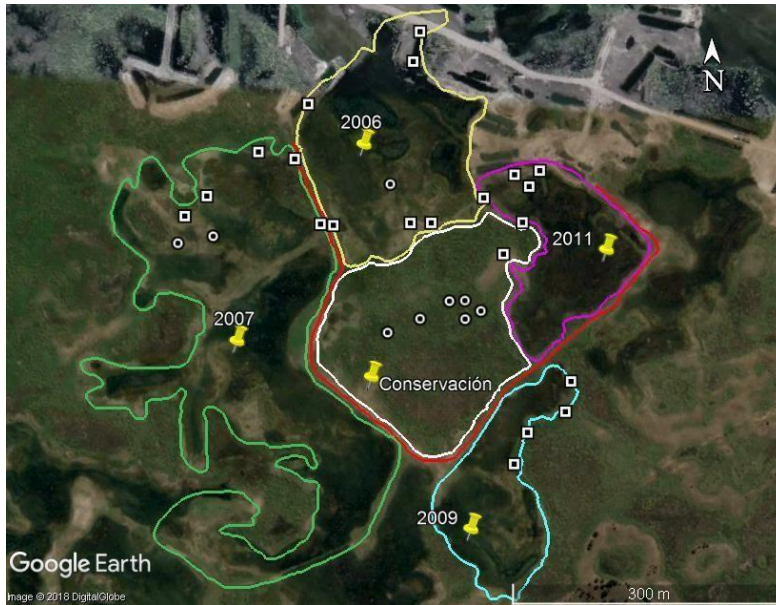


Figura 14. Distribución de actividad de Otoño. Las marcas cuadradas representan puntos de actividad externos, mientras que las marcas redondas representan puntos de actividad interno de cada área.

Sector	Actividad	Invierno	Otoño	Primavera	Verano
2006	Ac. In.	0	1	2	0
	Ac. Ex.	4	6	5	7
	Total	4	7	7	7
	% Ac. In.	0	14	29	0
	% Ac. Ex.	100	86	71	100
2007	Ac. In.	0	2	1	1
	Ac. Ex.	5	5	6	5
	Total	5	7	7	6
	% Ac. In.	0	29	14	17
	% Ac. Ex.	100	71	86	83
2009	Ac. In.	0	0	1	1
	Ac. Ex.	5	4	3	3
	Total	5	4	4	4
	% Ac. In.	0	0	25	25
	% Ac. Ex.	100	100	75	75
2011	Ac. In.	0	0	0	0
	Ac. Ex.	5	5	7	5
	Total	5	5	7	5
	% Ac. In.	0	0	0	0
	% Ac. Ex.	100	100	100	100
Conservación	Ac. In.	4	6	6	5
	Ac. Ex.	2	1	0	1
	Total	6	7	6	6
	% Ac. In.	67	86	100	83
	% Ac. Ex.	33	14	0	17

Tabla 22. Cantidad de puntos de actividad por sector y por estación. Ac. In.: Actividad Interna, Ac. Ex.: Actividad Externa, % Ac. In.: Porcentaje de actividad interna, % Ac. Ex.: Porcentaje de actividad externa.

Estos registros en zona periféricas de cada sector coinciden con las zonas más elevadas de las áreas explotadas, que corresponden con los límites de los mismos, situados a continuación de las pistas de tránsito y laboreo. Estas áreas de explotación son terrenos elevados y afirmados para permitir el tránsito de vehículos y cargas en cualquier momento y época del año, es decir tienen que resistir el peso de caminos con cargas superiores a las 30 tn de arena. Siendo estos terrenos altos, se alejan de los sectores deprimidos en las partes centrales que fueron las áreas de extracción de arena y que por efecto de la misma actividad disminuyen no solo su altura absoluta sino la relativa al nivel freático.

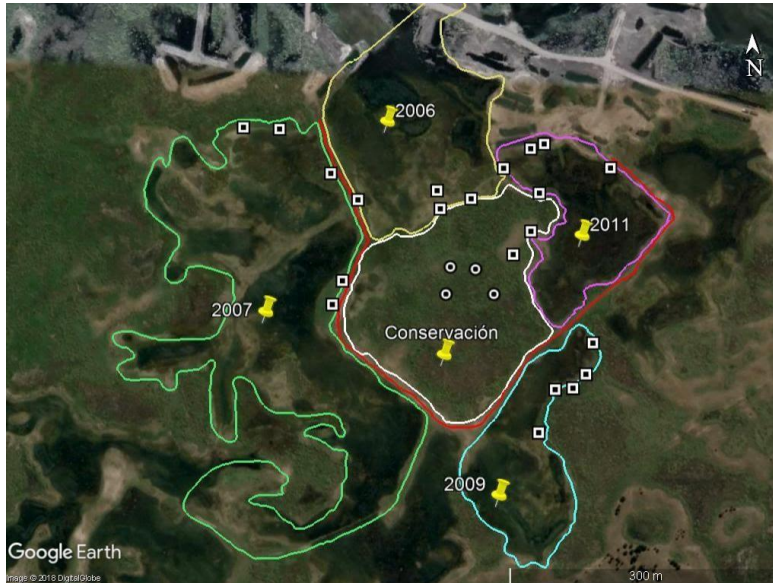


Figura 15. Distribución de actividad de Invierno. Las marcas cuadradas representan puntos de actividad externos, mientras que las marcas redondas representan puntos de actividad interno de cada área.

En la única zona donde se observó el patrón opuesto, es decir, una actividad considerablemente mayor en la parte central, fue en el sector Conservación. Dicho sector fue mantenido como área protegida por la gestión de la arenera, sin sufrir actividades de extracción ni siquiera de tránsito vehicular. Por otra parte, se encuentra en una cota más elevada con respecto a los demás sectores analizados.



Figura 16. Distribución de Actividad de Primavera. Las marcas cuadradas representan puntos de actividad externos, mientras que las marcas redondas representan puntos de actividad interno de cada área.

El patrón de distribución de actividad de la especie analizada se mantiene constante en todas las estaciones del año. Esta situación implica que el perfil de actividad de *C. talarum* es independiente de las condiciones estacionales del área. Aun cuando las condiciones climáticas pueden variar durante el año y las inundaciones por precipitaciones sean estacionales, el hecho de que el patrón se mantenga estable durante todo el año puede deberse a que, producto de las inundaciones, hay baja calidad de alimento o que la humedad del suelo se mantiene alta limitando la distribución de la especie.

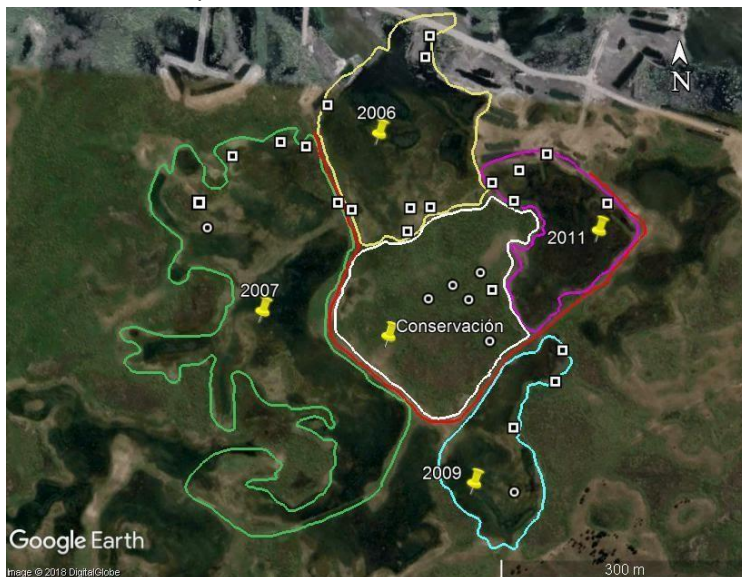


Figura 17. Distribución de Actividad de Verano. Las marcas cuadradas representan puntos de actividad externos, mientras que las marcas redondas representan puntos de actividad interno de cada área.

Se puede observar que, en las áreas correspondientes a los pisos de explotación de áreas ya explotadas, la distribución de la actividad de los individuos de la especie *C. talarum* se ubica especialmente en los límites y se encuentra actividad considerablemente menor en los sectores

centrales de los mismos. El porcentaje de actividad de cada plano de área ya explotada en todas las estaciones nunca fue menor al 70% en el sector externo de los mismos. Asimismo, no existen diferencias entre los distintos parches analizados correspondientes al tiempo del cese de los sectores explotados. Más allá de que la distribución sea periférica en los sectores explotados, en todas las áreas se ha mantenido una actividad aproximadamente constante durante todo el año (Tabla 22). Cabe destacar que no se hallan restos de individuos en los pisos de explotación por lo que se infiere que la actividad de las máquinas no ha generado disminuciones en la población de tuco-tucos. Los únicos restos de individuos encontrados en el área se observaron en los sitios de alimentación de las aves, estos sitios de alimentación coinciden con mojones de madera para la delimitación de zonas de explotación implantados en las crestas de los medanos (Figura 18). De tal modo, se puede ver que los tuco-tucos se desplazaron durante la actividad extractiva y reocuparon el lugar cuando las condiciones volvieron a ser adecuadas.



Figura 18. Mojones de madera correspondientes a puntos fijos de la arenera donde se encontraron los únicos restos de tuco-tuco, asociado a alimentación de aves.

Caracterización de las precipitaciones

Para iniciar el estudio se realizó un relevamiento de las precipitaciones caídas en el lugar para conocer el estado del área de estudio durante el período de trabajo. En la tabla 3 se pueden ver los datos que se obtuvieron del Servicio Meteorológico Nacional.

Años	Estaciones	Precipitaciones (mm)	Total Días de Precipitaciones
2017	Verano 16-17	501	34
	Otoño	308,4	39
	Invierno	338,9	39

	Primavera	355,2	34
	Acumulado	1503,5	146
2018	Verano 17-18	318,5	22
	Otoño	383,3	37
	Invierno	160	31
	Primavera	210,9	29
	Acumulado	1072,7	119
2019	Verano 18-19	277,1	29
	Otoño	204,4	29
	Invierno	260,9	40
	Primavera	126,6	28
	Acumulado	869	126

Tabla 3. Precipitaciones acumuladas por estación en la zona de estudio

Al profundizar el análisis a nivel interanual, se puede observar que en los últimos años ha existido una tendencia al aumento de las precipitaciones con años como el 2014 y 2017 que las alcanzaron los valores más elevados (Figura 19).

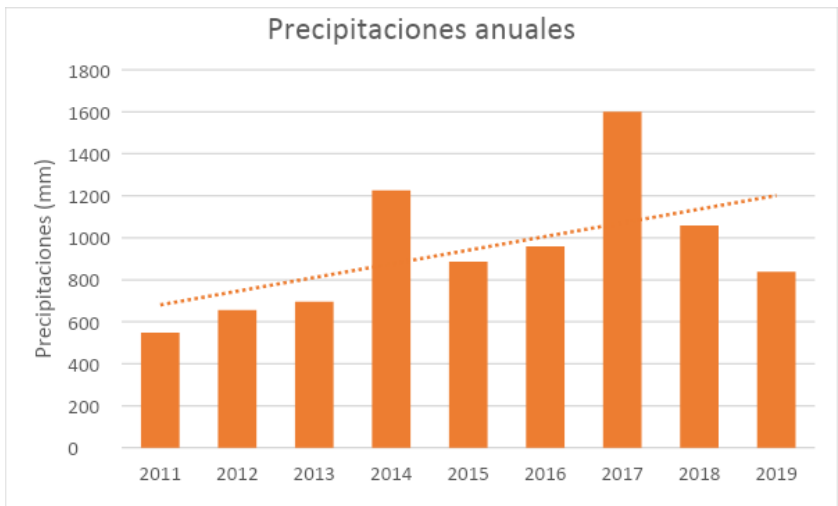


Figura 19. Precipitaciones totales anuales

Se puede observar que, en líneas generales, en la temporada estival es donde se registra la mayor cantidad de las lluvias (Figura 20).

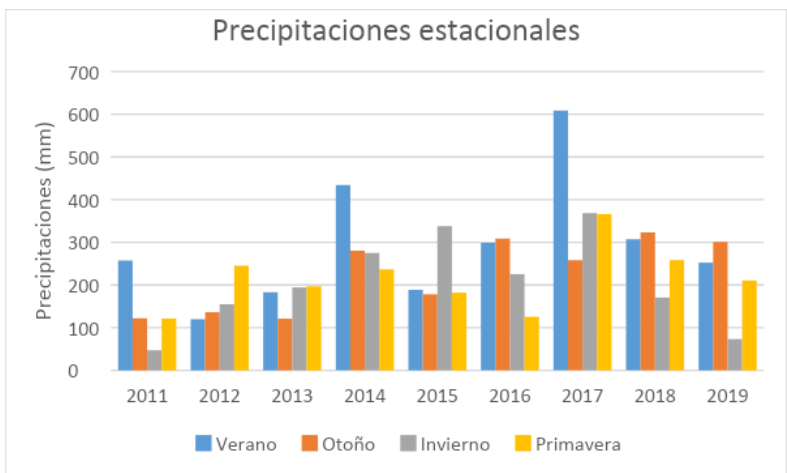


Figura 20. Precipitaciones totales por estación

El estudio más detallado de los años de precipitación demuestra que existen diferencias significativas entre años (Tabla 4). El análisis estadístico arroja que el año 2017 presenta diferencias significativas con los años 2011, 2012, 2013, 2015 y 2019, con un aumento significativo en el volumen de precipitación caído en el área (Tabla 5). Probablemente por efecto de la misma intensidad de las presipitaciones, el pozo de control freático colapsó. Del mismo modo, los años 2014, 2016 y 2018 no son significativamente diferentes con ninguno de los otros años (Figura 21).

	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p(same)
Between groups:	69977,9	8	8747,24	4,535	0,0001005
Within groups:	190954	99	1928,83		
Total:	260932	107			

Tabla 4. Test de ANOVA para los distintos años de precipitación

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
2011		0,9999	0,9989	0,05271	0,8159	0,6091	0,0002483	0,3101	0,9143
2012			1	0,1808	0,9772	0,8936	0,001032	0,6364	0,9953
2013				0,2607	0,9931	0,9493	0,001903	0,752	0,9992
2014					0,8147	0,9446	0,721	0,9973	0,6784
2015						1	0,0333	0,9967	1
2016							0,0825	0,9999	0,9998
2017								0,2363	0,01687
2018									0,9824
2019									

Tabla 5. Test de Tukey para determinar los años que son significativamente diferentes. Se muestran los valores p para cada par de años.

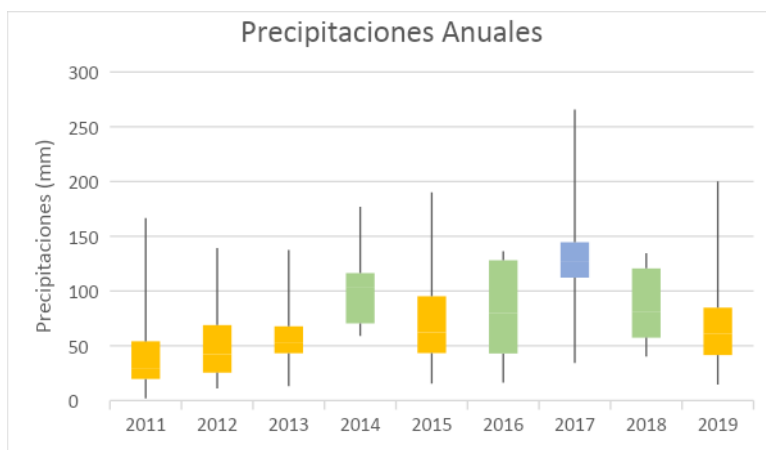


Figura 21. Box plot de las precipitaciones anuales. En amarillo y azul los años que son significativamente diferentes, en verde los años que no presentan diferencias con ningún

Variación Freática

En la Figura 22 se puede observar la alta variabilidad del espesor no saturado medido en una perforación de control situada en la entrada de arenara, que se vinculan con momentos de mayor o menor precipitación en un contexto de alta permeabilidad, en particular en esto es evidente en los años 2007, 2009, 2010 y 2013. Estas oscilaciones son típicas de los ambientes medanosos donde la alta permeabilidad de la arena refleja en forma muy rápida los eventos pluviales y la evapotranspiración como puede advertirse en el gráfico aportado por la empresa que maneja la

explotación. En los años en los que la empresa tomo más de un dato anual se observan fluctuaciones entre 50 cm y un metro.

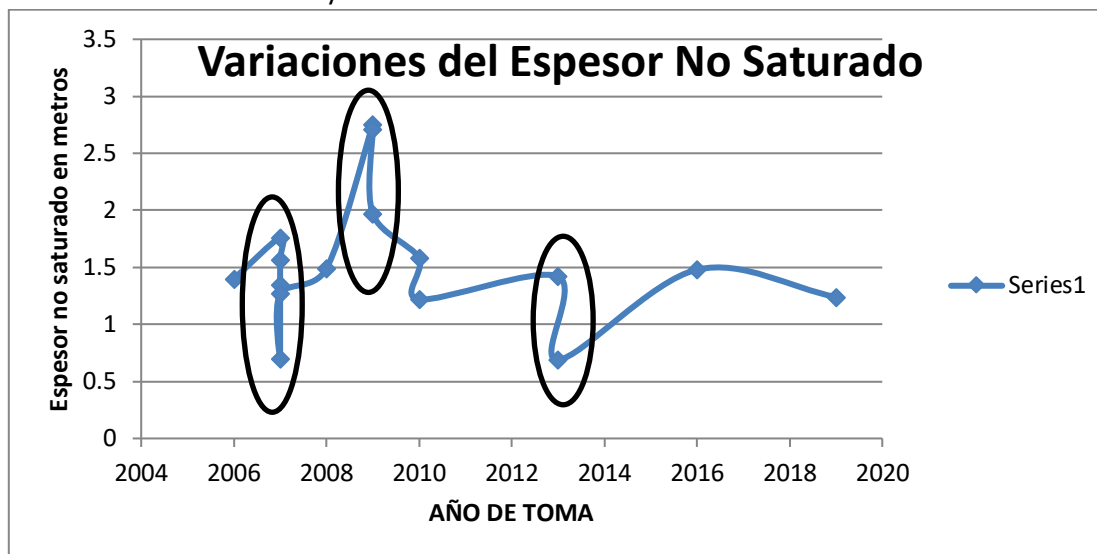


Figura 22. Variación temporal del Espesor No Saturado Dato de la Arenera Querandi

Estudio piezométrico estático para cuerpos de agua subterránea

La Arenera Querandí ha ofrecido datos sobre el espesor no saturado de sus estudios de impacto ambiental. El espesor no saturado ha sido monitoreado en forma periódica en un pozo localizado en la zona de construcciones de administración de la arenera Querandí (Tabla 6). El pozo de referencia ha sufrido numerosos derrumbes lo que ha obligado a los propietarios a realizar una nueva perforación muy cercana a la anterior por lo que se considera validada la continuidad de los registros.

En la tabla, también se advierte la alta variabilidad del espesor no saturado que se vinculan con momentos de mayor o menor precipitación en un contexto de alta permeabilidad, en particular en esto es evidente en los años 2007, 2009, 2010 y 2013 donde se tomaron datos reiteradamente con oscilaciones muy marca.

Fecha	Cota de Pozo 8.28 msnm		Profundidad del espesor no saturado (m)
	Latitud	Longitud	
Sept-2006	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1,40
24/01/07	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1,76
10/3/07	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1,57
16/6/07	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1,35
19/10/07	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	0,70
30/11/07	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1,27
21/1/08	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1,49
29/5/09	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	2,75
19/6/09	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	2,71
4/9/09	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1,97
5/3/10	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1,58
10/11/10	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1,22
2012			Derrumbe de pozo
16/3/2013	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1.42
28/9/2013	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	0.69
Jun-2015	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1.40
18/11/2016	37 22'47.7" S	57 06'11.3" W	1.48
2017			Derrumbe de pozo
30/12/2019	37°22'46.41"S	57° 6'12.25"O	1.24

Tabla 6. Variación temporal del Espesor No Saturado

Respecto de estos datos se puede establecer que aun cuando las precipitaciones se mantienen en niveles bajos o cercanos a la media la oscilación de la capa freática es muy alta. En las mediciones del año 2013, en el cual ocurrió un otoño y un invierno muy seco, se puede ver una oscilación de 70 cm del otoño a la primavera, aún cuando las precipitaciones medias no superaron los 200 mm. Por tal motivo, se puede inferir que en condiciones como las presentes en años como 2014, 2016, 2017 y 2018, la variación de la freática será mayor.

Estado Físicoquímico de las aguas subterráneas

Por otra parte, también se presentan datos físico-químicos de las aguas subterráneas realizados en por la empresa propietaria de la arenera analizados por la empresa Fares Taie. Incluye tanto la perforación de referencia como el muestreo de un molino situado en la zona de explotación (Tabla 7).

Fecha	Sector Muestra	pH	Conductividad a c25°C	Ca	Mg	Na	K	HCO3	CO3	F	Cl	SO4	NO2	NO3
19/10/2007	Querandí	7,3	1096	179	21					0,38	43	4,99	0,02	8,55
27/09/2008	Querandí	7,2	1133	172	18					0,3	42	4,99	0,0099	3,3
14/02/2009	Querandí	7	1485	222	27					0,37	107	4,99	0,01	7,02
08/08/2011	Querandí	7	1080	69,3	22,9			477,0	29,9		89,2	2,16	0,099	4,99
20/03/2013	Querandí	7,6	960	159	25	90	3,9	535	9,9	0,85	75,2	9,9	0,099	4,99
30/12/2014	Querandí	7,6	1303	195	27,1	102	3,9	503	14,9	38	97,4	4,49	0,099	3,99
20/03/2013	Charca 1 (Humedal)	8,1	358	37,2	15,2	69	3,9	163	9,9	0,36	41,5	9,9	0,099	4,99
30/12/2014	Charca 1 (Humedal)	8,1	368	36,9	6,67	102	3,9	130	14,9	0,48	28	4,49	0,099	3,99
27/09/2008	Molino	7	783	112						0,2	30	6,57	0,15	27,74

Tabla 7. Datos físico-químicos del agua del pozo en el área de explotación

Respecto de los registros que presentó la Arenera Querandí del agua subterránea se puede observar que tanto los valores de pH salinidad, conductividad eléctrica, aniones, cationes y oxígeno disuelto presentes, revelan aguas dulces no salinizadas por ningún proceso antrópico y condiciones acordes con el ambiente medanoso. Ninguno de estos parámetros parece presentar limitaciones objetivas para la existencia de los tuco-tucos.

Mapas de Encharcamiento

Se ha observado que ante los eventos pluviales se generan áreas anegadas recurrentes que afectan la distribución y presencia de *Ctenomys* (Figura 20).



En la Figura 24 se puede ver el mapa del sector analizado con las curvas de nivel. Se puede observar la topografía que ha quedado en el área de estudio, donde se puede corroborar que la cota más elevada se encuentra entre los 10 y los 11 metros de altura mientras que la cota más baja se haya en los 7 metros sobre el nivel del mar. De esta manera, la diferencia de altura entre el punto más elevado y el más bajo del sector de análisis es de 5 metros.

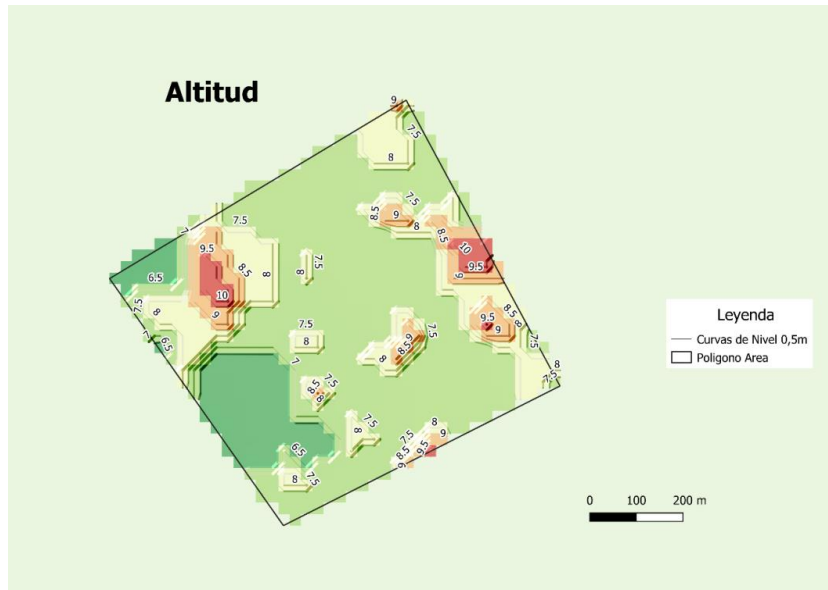


Figura 24. Mapa con curvas de nivel de 0,5 m de equidistancia.

Las áreas de superficie no inundada se pueden observar en la tabla 8. Con esos datos se estableció el porcentaje de área potencial de ocupación para cada situación exhibida, esos datos pueden observarse en la tabla 9.

Año de explotación del sector	Situación I	Situación II	Situación III	Situación IV	Área Total
2006	29697,87	26580,13	20879,21	8098,19	33100
2007	64681,07	57601,31	47644,78	25917,39	77500
2009	14262,14	11629,47	8567,71	2400,27	21500
2011	7114,56	6452,95	5791,34	3402,06	29400
Conservación	40071,33	40071,33	38819,61	35495,20	41300

Tabla 8. Superficie en m² apta para tránsito de tuco-tuco en cada situación

Año de explotación del sector	Situación I	Situación II	Situación III	Situación IV
2006	89,72	80,30	63,08	24,47
2007	83,46	74,32	61,48	33,44
2009	66,34	54,09	39,85	11,16
2011	24,20	21,95	19,70	11,57
Conservación	97,03	97,03	93,99	85,94

Tabla 9. Porcentaje de área transitable para cada situación en cada sector

Respecto de la situación de los distintos sectores en relación con los anegamientos, se han podido diferenciar cuatro situaciones distintas relacionadas con las áreas anegadas de los sectores analizados. Se ha establecido un orden de compromiso mayor desde lo menos saturado hasta lo más saturado.

En la situación I se puede observar, según los estudios realizados, la condición de menor encharcamiento, esta representa el escenario que aparece ante precipitaciones mínimas o en épocas sin lluvias (Figura 25).

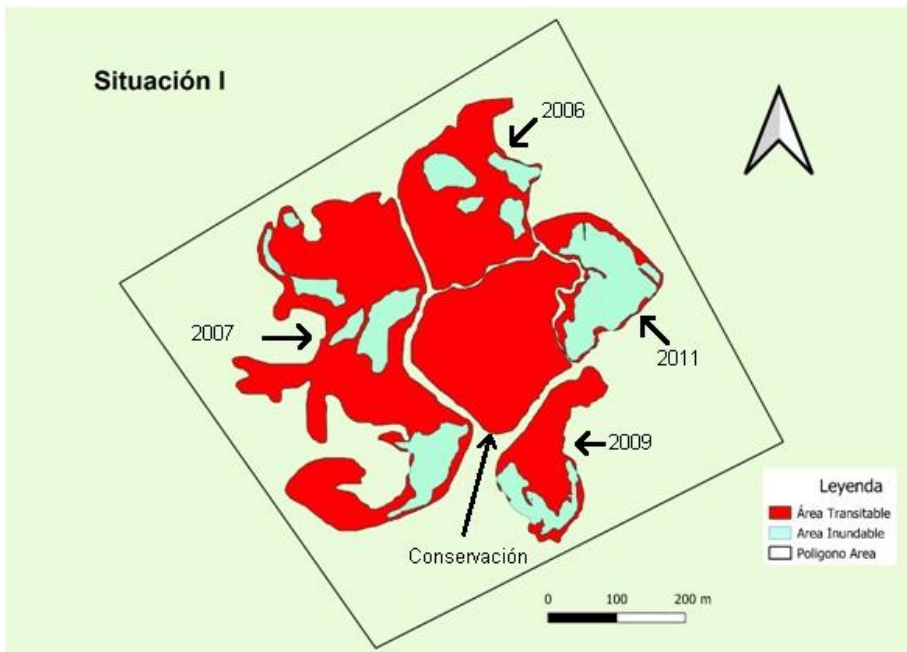


Figura 25. Situación I área inundable menor, las flechas indican los sectores de estudio con los años cuando cesó la explotación

Avanzando en el registro, se encontró una segunda situación de encharcamiento. Aquí se observa un aumento significativo del área inundable, esta situación podría observarse cuando aumentan las precipitaciones (Figura 26).

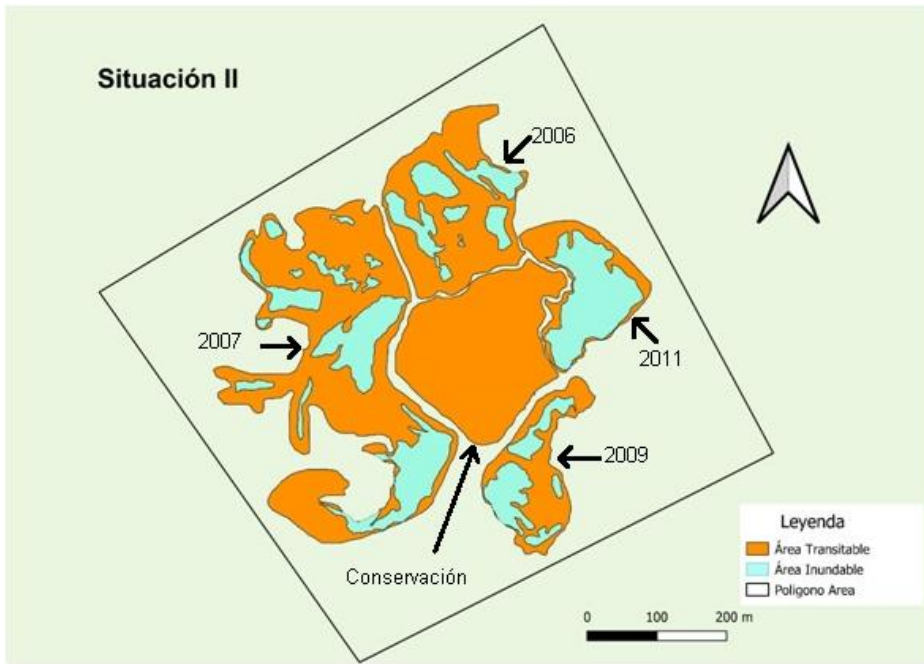


Figura 26. Situación II área inundable intermedia, las flechas indican los sectores de estudio con los años cuando cesó la explotación

En la situación III es cuando se empieza a observar un crecimiento notable del área inundable, en este caso el encharcamiento es significativamente mayor, lo cual sucede cuando aumentan significativamente las precipitaciones (Figura 27).

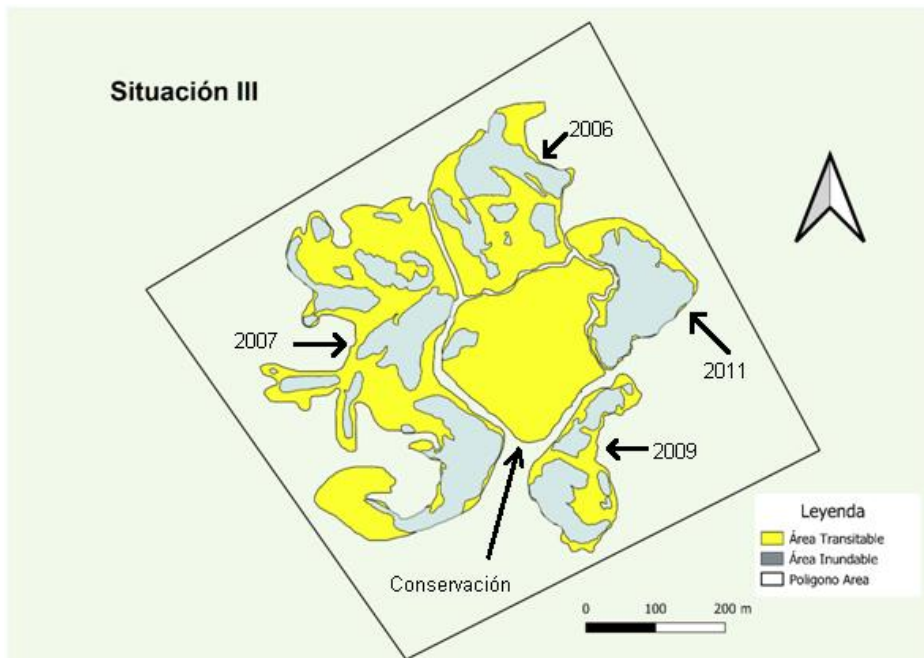


Figura 27. Situación III área inundable mayor, las flechas indican los sectores de estudio con los años cuando cesó la explotación

Con la situación IV es donde se observa la condición de encharcamiento más crítica entre todos los escenarios analizados, aquí la mayor parte de los sectores impactados queda bajo el

agua, de modo tal que, la perturbación por el encharcamiento es máxima esta situación aparece ante eventos extremos como las precipitaciones del año 2017 (Figura 28).

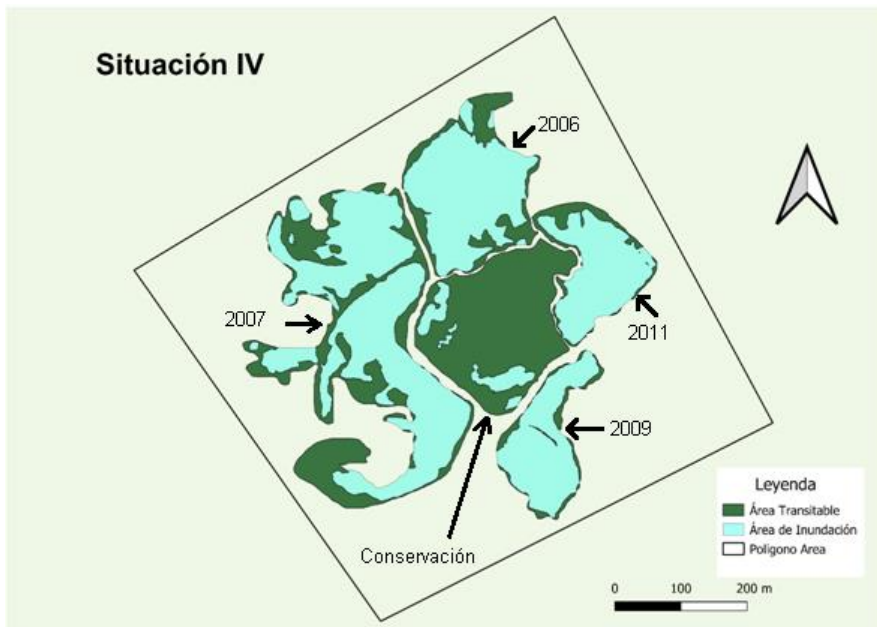


Figura 29. Situación IV área inundable máxima, las flechas indican los sectores de estudio con los años cuando cesó la explotación

En la Figura 30, se realizó una superposición de las distintas situaciones para demostrar la pérdida continua de terreno entre cada situación ante el aumento del nivel freático y su eventual afloramiento en los sectores deprimidos coincidentes con los pisos de explotación antiguos. Se ha catalogado cada sector según el peligro que representa para la distribución de tuco-tucos en las áreas desde el punto de vista del encharcamiento, siendo aptas y siempre transitables las mejores condiciones.

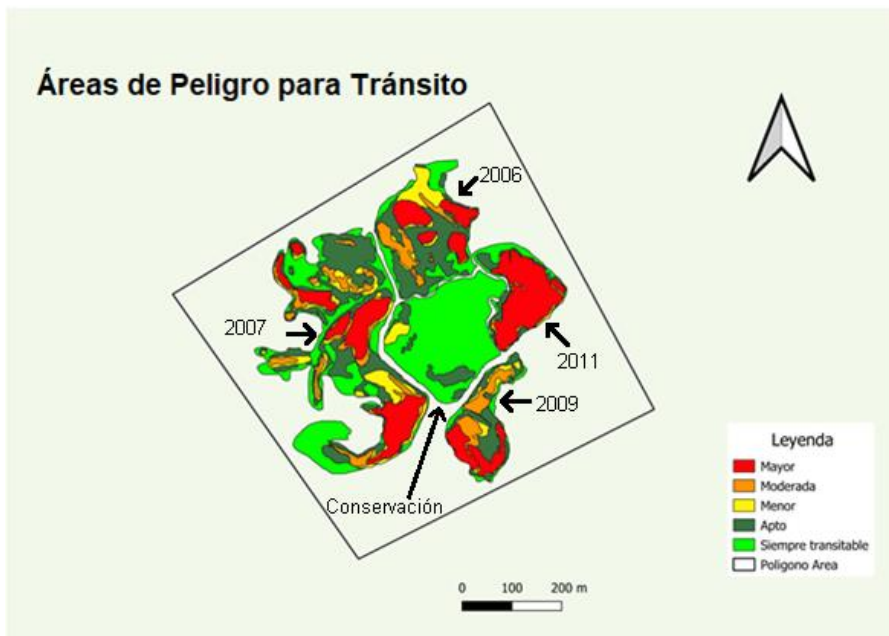


Figura 30. Áreas transitables para *Ctenomys talarum* según encharcamiento

De esta manera, al superponer los puntos de actividad de los tuco-tuco de las distintas estaciones del año sobre los mapas de encharcamiento se encuentra que el mapa de la situación IV coincide con la distribución de las colonias de *C. talarum* (Figura 31).

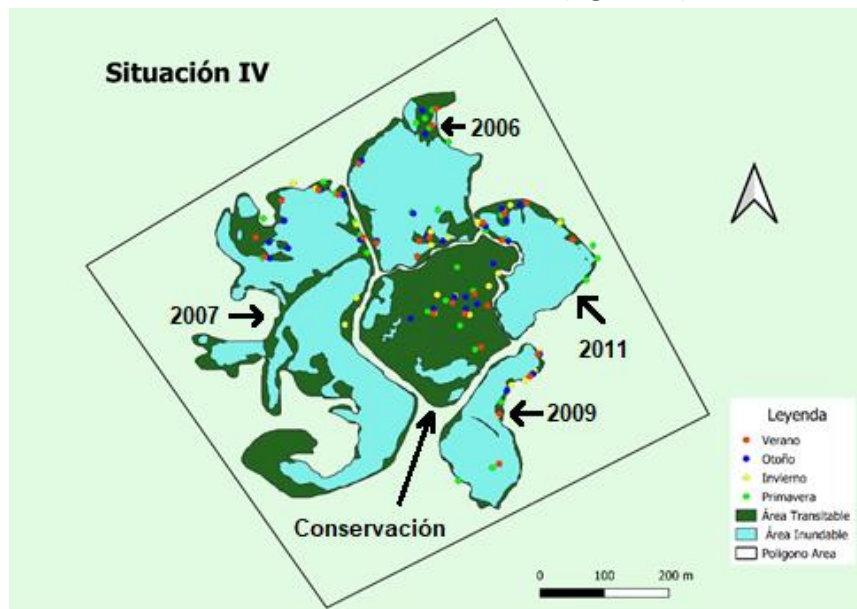


Figura 31. Distribución de los puntos de actividad de tuco-tuco para las distintas estaciones sobre la situación de encharcamiento encharcamiento máxima del área de estudio.

Finalmente, al observar los sectores de actividad de los tuco-tuco sobre el mapa topográfico de todos los sectores analizados, se puede ver que toda la actividad de *C. talarum* se encuentra por encima de la cota de 7.5 m de altura sobre el nivel del mar (Figura 32).

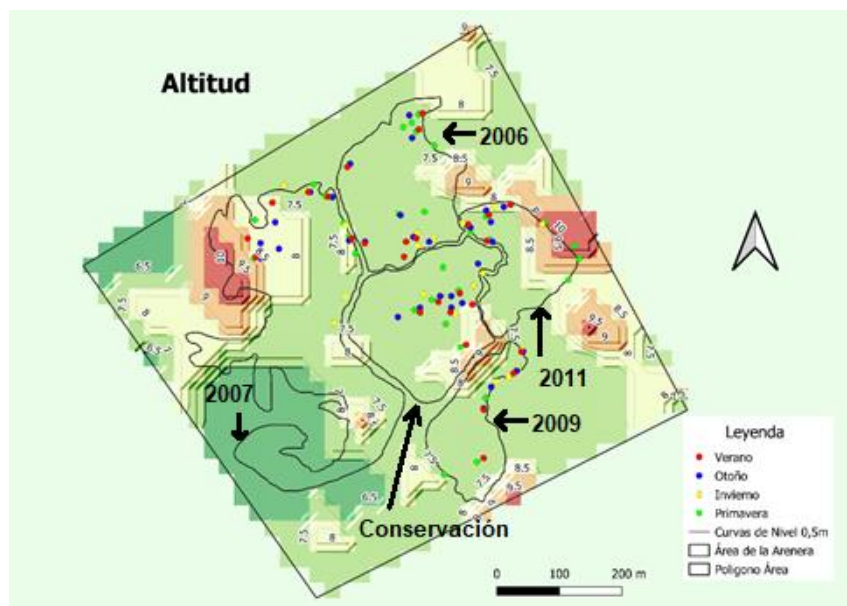


Figura 32. Distribución de los puntos de actividad de tuco-tuco para las distintas estaciones sobre la topografía del área de estudio.

Análisis granulométrico de los sedimentos

Para este análisis las estaciones de muestreo se clasificaron bajo tres condiciones diferentes, los pisos de explotación de las zonas de extracción, las pistas de laboreo donde

transitaban los camiones y el sector de conservación que corresponde con características de ambiente natural. Se observaron las siguientes cuestiones (Tabla 10):

Pisos de Explotación: El parámetro C (correspondiente al percentil 1) normalmente es una medida que se utiliza para conocer la máxima energía del ambiente del agente de transporte, sin embargo, en ambientes intervenidos puede usarse como un parámetro para conocer si el ambiente ha tenido consecuencias de la intervención. En este caso, para los pisos de explotación, esta medida se ubico en promedio en 0,5. Por otra parte, la media osciló entre valores de 2,017 a 2,292 phi, mientras que la mediana varió entre 2,049 y 2,287 phi, lo cual ubica el sedimento en la categoría de arena fina. El desvío estándar en ningún caso fue muy elevado por lo que todas las muestras se clasificaron como moderadamente bien seleccionadas, salvo en la muestra BT 5 del sector 2007 que tuvo una selección moderada. Por último, todas las muestras de este apartado se mostraron unimodales salvo la muestra BT 5 de 2007 que fue bimodal.

Pistas de Laboreo: En el caso de las pistas de laboreo, cabe aclarar que se descartó el escombros y material grueso aportado para realizar el camino. El análisis se centró sólo en la fracción arenosa. Se puede observar que el parámetro C en promedio fue de 0,3 phi. Respecto de la media, estos valores oscilaron entre 2,081 y 2,145 phi mientras que la mediana varió entre 2,126 y 2,186 phi, lo que ubica el sedimento de este sector dentro la categoría de arena fina. El desvío estándar se observó en el orden de 0,6 lo que indica en todos los casos una selección moderadamente buena, con excepción de la muestra BT 2 que con un desvío estándar superior a 0,7 exhibió una selección moderada. Finalmente, todas las muestras fueron unimodales.

Sector de Conservación: Para el sector conservación el parámetro C promedió un valor de 0,6 phi. El valor de la media osciló entre 2,117 y 2,206 phi, asimismo, la mediana varió entre valores de 2,122 y 2,211 phi, lo que también ubica al sedimento dentro de las arenas finas. El desvío estándar, por su parte, se mantuvo entre 0,5 y 0,7 lo que en todos los casos corresponde con una selección moderadamente buena. Por último, se corroboró que todas las muestras fueron unimodales.

Año de explotación del sector	Muestra	Media	Mediana	Des. Est.	Par. C	Tipo	Textura	Sedimento
2006	BT 1	2,198	2,202	0,626	0,7	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 2	2,148	2,151	0,656	0,74	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 3	2,153	2,152	0,645	0,76	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 4	2,156	2,163	0,588	0,625	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 5	2,191	2,199	0,680	0,37	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 6	2,093	2,119	0,576	0,25	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 7	2,109	2,126	0,591	0,3	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
2007	BT 1	2,101	2,121	0,551	0,35	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 2	2,170	2,171	0,677	0,45	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 3	2,115	2,126	0,541	0,4	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 4	2,165	2,166	0,654	0,3	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 5	2,171	2,156	0,708	0,55	Bimodal, MS	ALG	AFLGMF
	BT 6	2,106	2,127	0,603	0,325	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 7	2,104	2,121	0,580	0,45	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
2009	BT 1	2,274	2,267	0,553	1,07	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 2	2,069	2,099	0,535	0,575	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 3	2,219	2,226	0,546	0,725	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 4	2,168	2,181	0,510	0,86	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
2011	BT 1	2,077	2,086	0,583	0,35	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 2	2,017	2,049	0,531	0,45	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 3	2,097	2,113	0,551	0,45	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF

	BT 4	2,158	2,155	0,573	0,675	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 5	2,292	2,287	0,556	0,88	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
Pistas	BT 1	2,133	2,160	0,604	0,4	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 2	2,145	2,186	0,753	0,25	Unimodal, MS	ALG	AFLGMF
	BT 3	2,081	2,126	0,621	0,25	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
Conservación	BT 1	2,197	2,197	0,595	0,5	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 2	2,133	2,127	0,596	0,64	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 3	2,117	2,124	0,597	0,5	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 4	2,128	2,122	0,699	0,17	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 5	2,206	2,211	0,517	0,95	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF
	BT 6	2,141	2,153	0,608	0,75	Unimodal, MBS	ALG	AFLGMF

Tabla 10. Datos granulométricos de los sectores, las unidades se expresan en phi. MBS= Moderadamente bien seleccionado, MS= Moderadamente seleccionado, ALG= Arena ligeramente gravosa, AFLGMF= Arena fina ligeramente con grava muy fina.

pH del suelo

Para el caso del pH del sustrato del plano de explotación, todas las muestras eran ligeramente alcalinas, por el contrario, las pistas y zonas de tránsito mostraron valores de pH levemente ácidos. En la figura 33 se puede observar que para el pH no hay diferencias significativas, excepto para las pistas (valor-p 1.158E-17).

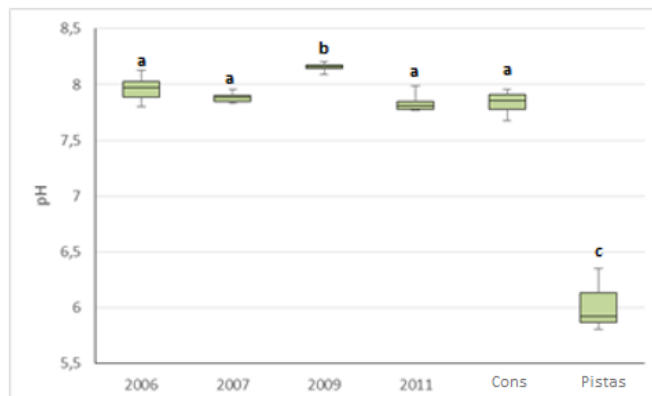


Figura 33. Ph del suelo de los diferentes sectores de estudio

Compactación del sustrato

Este parámetro posee una alta relevancia para la distribución de las poblaciones de tuco-tucos, ya que en suelos muy compactados no pueden excavar y construir sus cuevas. Con respecto a la compactación del sustrato, se puede ver que el centro de las áreas explotadas y las partes laterales de las pistas muestran una compactación media entre 21 y 27 kg / cm², sin embargo, en el centro de la pista se registraron diferencias significativas (valor p 2.298E-11) con los otros sectores, alcanzando una compactación media de 49,48 kg / cm² (Figura 34). La compactación del suelo del centro de la pista se muestra mucho más difícil para que *C. Talarum* desarrolle las actividades de excavación.



Figura 34. Compactación del suelo medida en kg/m²

Transporte eólico de arenas

En el área de la Arenera existe una gran variabilidad en la frecuencia de las direcciones de los vientos. La tabla 11 presenta los datos correspondientes a la velocidad del viento general en la zona durante el período de estudio, estos datos fueron obtenidos del Servicio Meteorológico Nacional. Los resultados de la trampa de sedimento indican que los vientos del Sur, del Norte y del Oeste son los responsables principales del transporte de sedimentos desde el cuerpo principal de las dunas activas libres de vegetación. La puesta en movimiento del material particulado luego se deposita en gran medida atrapado por la vegetación presente en el área de explotación. Para este análisis se comenzó por obtener datos de la velocidad del viento para conocer cuáles son las características del mismo en el área de estudio.

Años	Estaciones	Media Viento (km/h)	Ráfagas	
			Fecha	Velocidades Máximas (km/h)
2017	Verano 16-17	30	3	107
	Otoño	23	1	78
	Invierno	28	1	70
	Primavera	40	2	70
Media/Acumulada/Rango		37,75	7	70-107
2018	Verano 17-18	40	2	80
	Otoño	36	2	141
	Invierno	39	2	81
	Primavera	40	1	78
Media/Acumulada/Rango		39	7	78-141
2019	Verano 18-19	44	3	93
	Otoño	37	1	78
	Invierno	36	2	89
	Primavera	44	2	83
Media/Acumulada/Rango		40	8	78-93

Tabla 11. Velocidades medias del viento en la Arenera.

Los muestreadores de material transportado eolicamente recogen material sedimentario que eventualmente se incorpora a las zonas interiores de la arneras. Como se menciono, en la metodología, se contabilizaron 4 períodos de recolección de datos: Período 1 (18/11/2016 - 28/12/2016), Período 2 (28/12/2016 - 13/02/2017), Período 3 (13/02/2017 - 07/03/2017) y Período 4 (07/03/2017 – 05/05/2017). Estos muestreadores revelan que, en forma general, del material total recogido para el nivel inferior, que representa el aporte transportado posiblemente por saltación o como carpeta tractiva, el principal aporte proviene del sector norte salvo para el período 2, donde se observa un aporte significativamente mayor del sector Sur (Figura 35). El

cambio de patrón en el período 2 puede deberse a la dirección cambiante del viento ya que material disponible hay en todas las direcciones de la arenera.

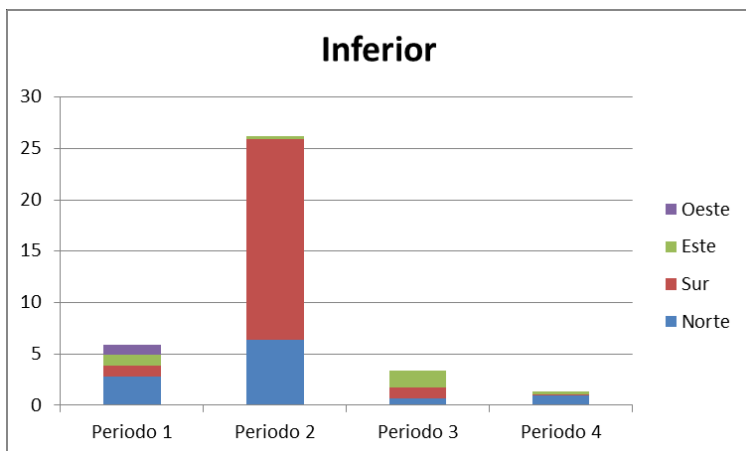


Figura 35. Histogramas acumulados por periodo correspondientes al nivel inferior, el eje Y representa el peso total entrampado, las unidades se expresan en gramos.

Del mismo modo se puede ver que para el nivel superior del material total recogido en el muestreador estatico implantado en la arenera, que representa el aporte correspondiente al material transportado posiblemente por saltación y suspensión intermitente, el principal aporte proviene del sector Norte y del Oeste (Figura 36).

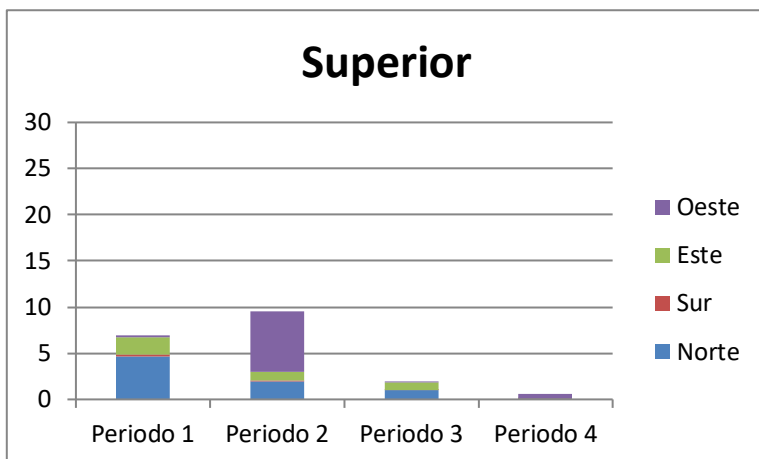


Figura 36. Histogramas acumulados por periodo correspondientes al nivel superior, el eje Y representa el peso total entrampado, las unidades se expresan en gramos.

Un análisis orientado por sectores indica que:

Norte: Para la dirección Norte se registró un máximo de aporte sedimentario en el nivel superior correspondiente al período 1 con un peso de 4,66 g. Se puede observar luego un decrecimiento del material entrampado desde el sector Norte en los periodos siguientes. En el sector inferior se puede observar un máximo de aporte en el período 2 con un peso de 6,38 g. Fue seguido por el período 1 y más lejos los periodos 4 y 3 (Figura 37).

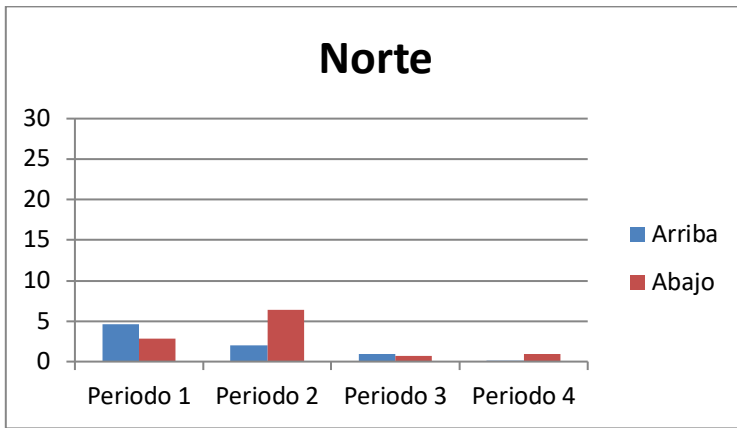


Figura 37. Histograma de las fracciones norte recogidas para cada periodo, el eje Y representa el peso total entrampado por periodo, las unidades se expresan en gramos. Arriba: recolector superior del muestreador de polvo, Abajo: recolector inferior del muestreador de polvo.

Sur: En el caso de la dirección Sur se registró un máximo de aporte sedimentario en el nivel superior correspondiente al período 1 con un peso de 0,21 g. Se puede observar luego un decrecimiento del material entrampado desde el sector Norte en los periodos siguientes. En el sector inferior se puede observar un máximo de aporte en el período 2 con un peso de 19,94 g. Fue seguido por los períodos 1 y 3 y más lejos el período 4 (Figura 38).

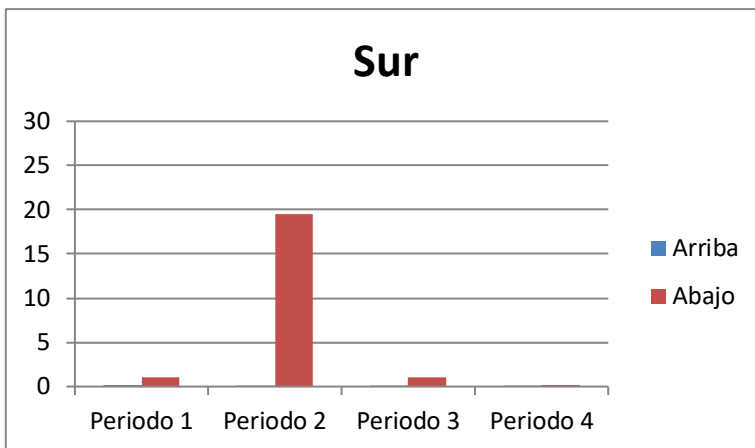


Figura 38. Histograma de las fracciones Sur recogidas para cada periodo, el eje Y representa el peso total entrampado por periodo, las unidades se expresan en gramos. Arriba: recolector superior del muestreador de polvo, Abajo: recolector inferior del muestreador de polvo.

Este: La situación para la dirección Este exhibió un aporte máximo en el nivel superior correspondiente al período 1 con un peso de 1,91 g. Se puede observar luego el segundo nivel de aporte con valores similares en los periodos 2 y 3. El aporte decae significativamente en el periodo 4. En el sector inferior se puede observar un máximo de aporte en el período 3 con un peso de 1,64 g. Fue seguido por el período 1 y significativamente después se encuentra el aporte de los períodos 4 y 2 (Figura 39).

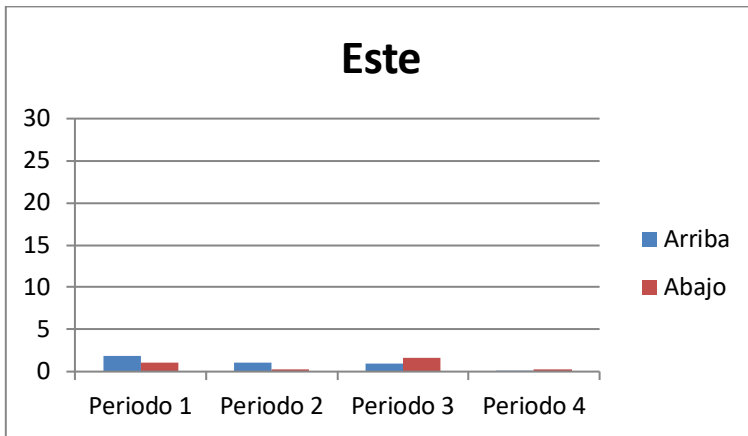


Figura 39. Histograma de las fracciones Este recogidas para cada periodo, el eje Y representa el peso total entrampado por periodo, las unidades se expresan en gramos. Arriba: recolector superior del muestreador de polvo, Abajo: recolector inferior del muestreador de polvo.

Oeste: En el caso de la dirección Oeste se observó un aporte sedimentario máximo en el nivel superior correspondiente al período 2 con un peso de 6,57 g. Significativamente más bajos fueron los aportes del viento oeste en los períodos 4, 1 y 3 donde, para el último caso, casi no se registró sedimento. En el sector inferior se puede observar un máximo de aporte en el período 2 con un peso de 11,24 g. Se puede observar luego un alto aporte también para el periodo 4 seguido luego por el período 1, significativamente más bajo fue el aporte del viento oeste en el período 3 (Figura 40).

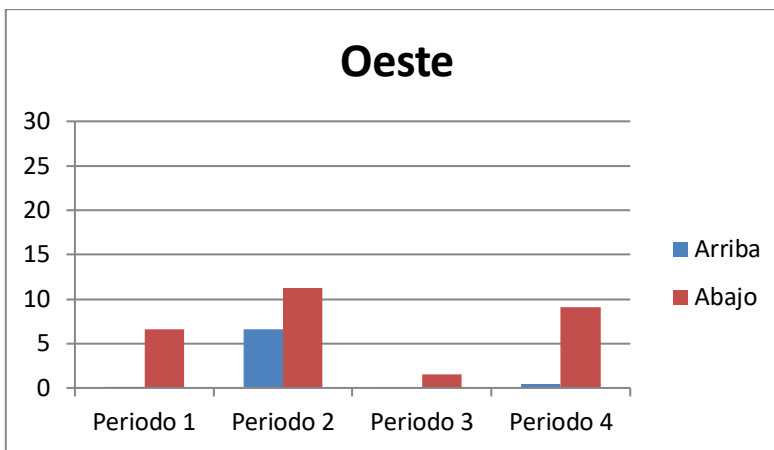


Figura 40. Histograma de las fracciones Oeste recogidas para cada periodo, el eje y representa el peso total entrampado por periodo, las unidades se expresan en gramos. Arriba: recolector superior del muestreador de polvo, Abajo: recolector inferior del muestreador de polvo.

Si bien estos datos son meramente preliminares revelan que vinculado a los vientos dominantes con tiempo esencialmente seco, existe un cierto aporte de material eólico que vuelve a la arenara. Este material retransportado es seguramente insuficiente para recrear las geoformas dunarias originales, pueden incorporar quizás un material que en los primeros centímetros de la superficie transformada por la explotación genere una tenue cobertura que recree condiciones más favorales para la reproducción vegetal y con ello las necesarias para el resto de los organismos presentes en el sistema se reacomoden al nuevo sustrato. Por otra parte, se ha evidenciado entre

el material sedimentario la presencia de semillas por lo que a través del viento también llega un aporte de individuos vegetales que podrán recolonizar el área perturbada.

Nutrientes del suelo

Para evaluar el efecto de la actividad de los individuos de *Ctenomys talarum* en el ciclo de los nutrientes se estimaron las cantidades de nutrientes inorgánicos en el sustrato (Tabla 12). En este caso, los resultados del análisis realizado muestran que no existen diferencias significativas en ninguna de las áreas estudiadas para las diferentes condiciones evaluadas (montículo, superficie y profundidad) (Tabla 13). Por lo tanto, el papel de la especie *C. talarum* en el ciclado de los nutrientes del suelo es muy limitado o inexistente para el período de tiempo evaluado y por ende para el período de explotación.

Por otro lado, al analizar diferencias en la concentración de nutrientes entre los diferentes sectores de análisis se ve una diferencia significativa en la concentración de nitrógeno entre el sector de conservación y los otros dos sectores analizados. Finalmente, para la condición de profundidad existieron algunas diferencias significativas entre la conservación y los sectores 2007 y 2011 para fósforo y nitrógeno (Figura 41).

Año de explotación del sector	Nutriente	Montículo	Superficie	Profundidad
Sector 2007	P (ppm)	14,44 ± 4,27	10,05 ± 2,01	13,06 ± 1,43
	N (%)	0,013 ± 0,008	0,004 ± 0,003	0,011 ± 0,013
	Ca (meq/100 g)	6,4 ± 0,49	7,05 ± 0,58	6,8 ± 1,21
	Mg (meq/100 g)	0,15 ± 0,03	0,16 ± 0,02	0,23 ± 0,05
	Na (meq/100 g)	0,27 ± 0,03	0,3 ± 0,06	0,3 ± 0,05
	K (meq/100 g)	0,23 ± 0,01	0,19 ± 0,06	0,26 ± 0,05
Sector 2011	P (ppm)	17,24 ± 1,25	17,13 ± 3,27	14,84 ± 2,78
	N (%)	0,013 ± 0,011	0,019 ± 0,012	0,026 ± 0,009
	Ca (meq/100 g)	6,58 ± 0,38	6,39 ± 0,3	6,59 ± 0,46
	Mg (meq/100 g)	0,15 ± 0,07	0,2 ± 0,01	0,17 ± 0,11
	Na (meq/100 g)	0,3 ± 0,001	0,363 ± 0,04	0,303 ± 0,042
	K (meq/100 g)	0,19 ± 0,02	0,18 ± 0,04	0,14 ± 0,006
Sector Cons.	P (ppm)	21,37 ± 9,5	24,17 ± 11,8	25 ± 6,15
	N (%)	0,091 ± 0,032	0,073 ± 0,04	0,069 ± 0,033
	Ca (meq/100 g)	6,29 ± 0,41	7,57 ± 0,95	6,97 ± 0,69
	Mg (meq/100 g)	0,18 ± 0,03	0,23 ± 0,09	0,23 ± 0,09
	Na (meq/100 g)	0,35 ± 0,09	0,35 ± 0,05	0,37 ± 0,07
	K (meq/100 g)	0,27 ± 0,05	0,31 ± 0,06	0,26 ± 0,02

Tabla 12. Concentraciones de nutrientes por sector y condición, los resultados se muestran como media ± desvío estándar

	Comparación Entre Condiciones			Comparación Entre Sectores		
	2007	2011	Cons	Mont.	Sup.	Prof.
P	0,241	0,4824	0,8876	0,5866	0,1307	0,02115
N	0,5274	0,3834	0,7252	0,00495	0,02933	0,03767
Ca	0,6449	0,7773	0,1716	0,7089	0,1741	0,8627
Mg	0,0566	0,7307	0,71	0,5557	0,1109	0,576
Na	0,6487	0,1051	0,8886	0,239	0,3612	0,2902
K	0,4792	0,1017	0,499	0,05226	0,113	0,06136

Tabla 13. Valor-P de diferentes nutrientes para la comparación de las situaciones analizadas

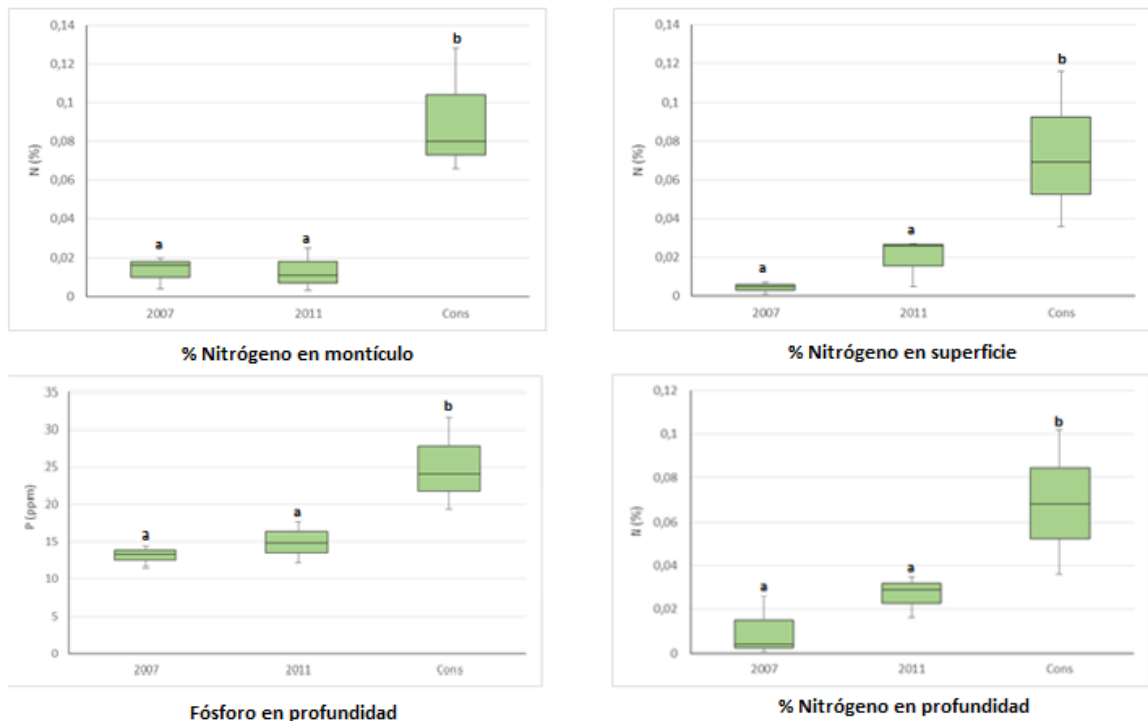


Figura 41. Box plot para las diferentes concentraciones de nutrientes del suelo

Estudios de Vegetación

El hábito es una forma de clasificar a los organismos vegetales según su tipo morfológico, lo cual incluye principalmente las categorías de hierba, arbusto y árbol. Según el análisis del perfil de la vegetación se puede observar que la mayor predominancia entre los hábitos vegetativos es la de las hierbas perennes seguidas por las anuales, mientras que con respecto a los endemismos existe una amplia dominancia de nativas con un 70% de representatividad seguida por especies adventicias (Figuras 42 y 43).

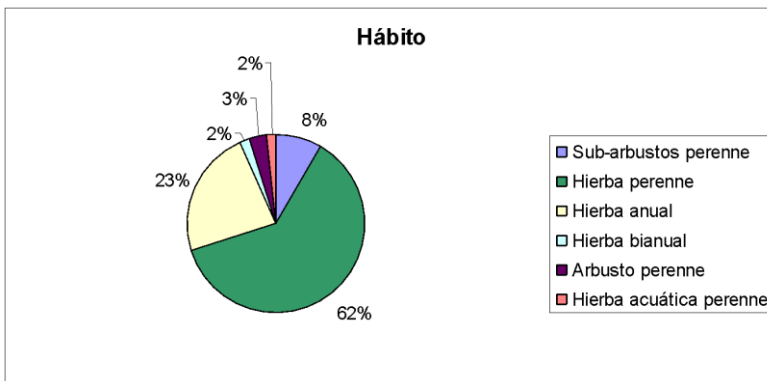


Figura 42. Porcentaje de especies según hábito

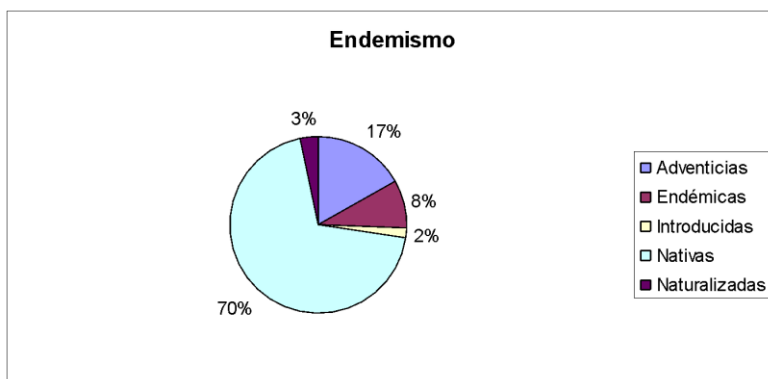


Figura 43. Porcentaje de especies según su condición de endemismo

Los estudios de cobertura muestran que la misma se mantiene en porcentajes elevados en aquellos sectores donde se encuentran tuco-tucos. Por otra parte, en los sectores donde no se observa la presencia, el perfil de cobertura es más errático con valores que presentan una oscilación mayor, lo cual demuestra que las áreas que han sido impactadas todavía se encuentran bajo procesos de estabilización (Tabla 14).

		2006	2007	2009	2011	Cons	S/Tuco	Valor-p
Cobertura vegetal	Primavera	82,90 ± 13,90	86,67 ± 12,84	77,89 ± 16,51	97,20 ± 3,00	93,00 ± 8,56	42,00 ± 19,79	1,38502E-06
	Verano	90,44 ± 7,59	86,83 ± 11,77	86,67 ± 12,31	84,67 ± 12,77	91,89 ± 6,55	78,67 ± 11,93	0,020332195
	Otoño	96,39 ± 4,80	91,22 ± 9,41	93,67 ± 6,10	91,83 ± 9,67	96,44 ± 2,71	77,00 ± 20,16	6,73016E-06
	Invierno	97,42 ± 1,16	98,00 ± 1,81	96,11 ± 3,86	94,33 ± 2,84	96,40 ± 3,78	56,83 ± 26,67	0,026217543
	Anual	90,91 ± 10,61	89,87 ± 11,11	88,98 ± 12,34	91,89 ± 9,52	94,35 ± 6,16	67,40 ± 23,91	0,036177986

Tabla 14. Cobertura vegetal total expresada en porcentaje, los datos están presentados como media ± desvío estándar

Cuando se estudia la cobertura por estación se puede ver que la misma no varía en gran medida entre estaciones en los distintos sectores analizados. Sin embargo, los sectores sin presencia de tuco-tuco presentan diferencias significativas con el resto de los sectores estudiados, en primavera y en invierno, lo cual, de nuevo puede deberse a los procesos de estabilización de los sectores impactados (Figura 44).

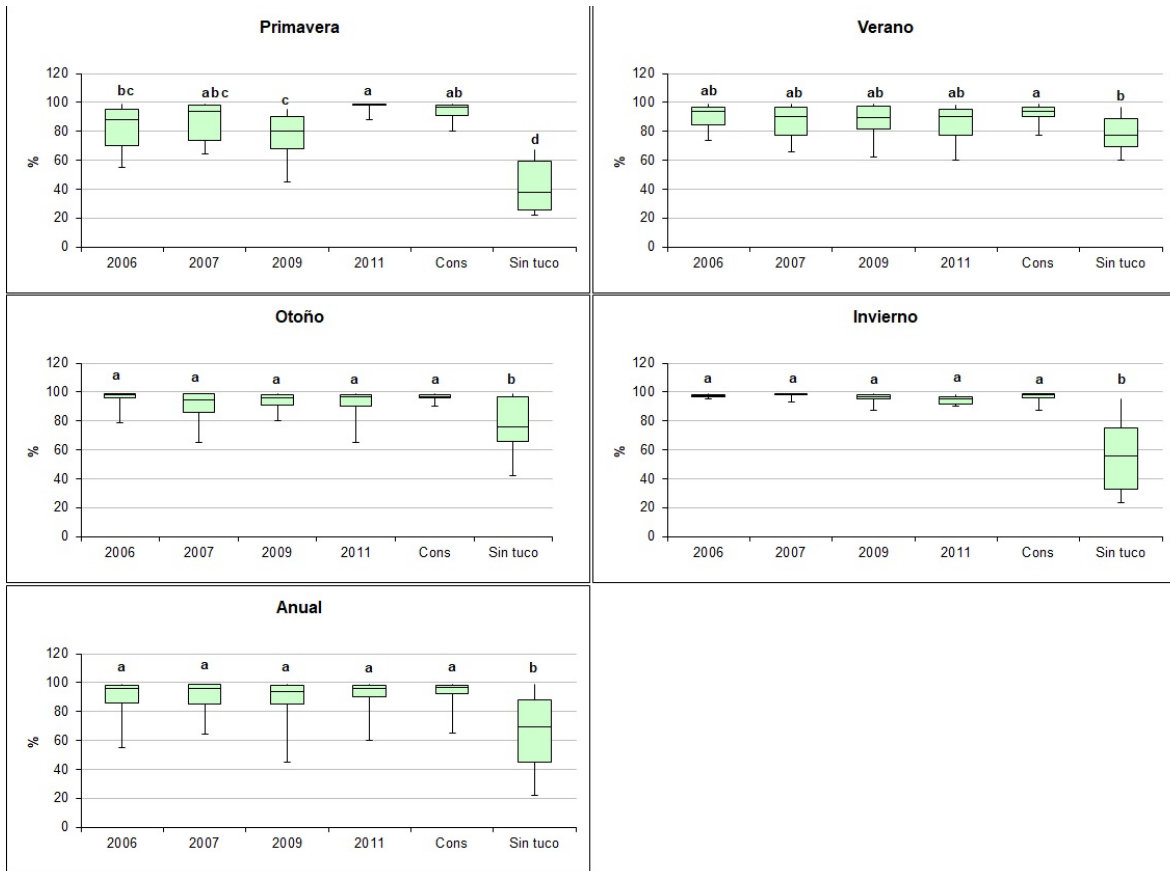


Figura 44. Box Plot de cobertura vegetal para cada estación y anual medida en %

Mientras que para la biomasa se observan valores altos en todas las condiciones correspondientes (Tabla 15), cuando se analiza el nivel de biomasa anualmente se puede observar que se comporta de forma muy estable en todas las categorías sin observarse diferencias significativas entre los sectores con y sin tuco-tuco. Las diferencias se observan cuando el análisis se aplica a las estaciones (Tabla 16), donde se puede ver que la primavera y el invierno son las estaciones más variables, además en estas estaciones se pueden observar diferencias significativas entre sectores con tuco y sin tuco (Figuras 45 a 50).

		2006	2007	2009	2011	Cons	S/Tuco
Aéreo Húm	Primavera	208,37 ± 199,21	203,94 ± 109,53	634,87 ± 402,06	735,09 ± 255,29	557,81 ± 312,76	129,85 ± 30,16
	Verano	742,06 ± 263,28	432,2 ± 184,7	511,58 ± 208,87	493,41 ± 293,77	528,67 ± 193,59	413,07 ± 251,02
	Otoño	629,41 ± 289,04	678,92 ± 165,60	608,99 ± 321,71	463,33 ± 185,05	750,01 ± 407,18	416,31 ± 297,57
	Invierno	565,43 ± 174,93	525,62 ± 142,85	703,58 ± 412,88	443,91 ± 267,78	767,27 ± 508,85	206,70 ± 175,14
	Anual	554,66 ± 310,06	446,86 ± 235,84	613,21 ± 336,92	542,86 ± 277,13	645,88 ± 374,69	321,35 ± 256,23
Sub Húm	Primavera	348,84 ± 159,56	456,48 ± 202,49	490,48 ± 262,63	717,42 ± 291,55	748,88 ± 372,09	131,02 ± 95,00
	Verano	796,13 ± 457,43	517,96 ± 290,02	442,66 ± 232,70	535,74 ± 442,55	671,38 ± 259,65	419,25 ± 218,40
	Otoño	843,93 ± 379,79	663,32 ± 273,73	540,71 ± 320,56	589,91 ± 326,23	634,97 ± 303,57	899,42 ± 668,82
	Invierno	413,72 ± 257,63	829,90 ± 337,99	1090,33 ± 495,53	419,76 ± 191,96	902,81 ± 455,02	340,57 ± 389,62
	Anual	637,30 ± 403,17	591,42 ± 297,92	698,78 ± 492,47	572,47 ± 340,00	732,41 ± 356,52	519,89 ± 523,92
Total Húm	Primavera	557,21 ± 337,60	660,60 ± 248,76	1125,35 ± 627,75	1455,84 ± 464,05	1240,02 ± 589,15	260,55 ± 118,58
	Verano	1606,87 ± 559,71	950,15 ± 400,24	955,07 ± 412,30	1008,50 ± 583,30	1200,04 ± 362,52	829,81 ± 345,71
	Otoño	1464,04 ± 536,94	680,99 ± 275,19	1149,71 ± 565,35	1053,24 ± 401,46	1384,98 ± 657,48	1311,90 ± 1135,73
	Invierno	979,15 ± 308,23	741,30 ± 255,62	1793,91 ± 847,97	843,97 ± 242,07	1670,07 ± 910,84	547,27 ± 557,97
	Anual	1206,89 ± 618,77	756,88 ± 320,21	1433,38 ± 1232,07	1106,14 ± 495,86	1360,90 ± 656,09	839,26 ± 815,37
Aéreo Seco	Primavera	84,66 ± 69,57	132,23 ± 77,81	205,53 ± 141,92	267,21 ± 79,96	310,14 ± 181,97	55,40 ± 19,95
	Verano	315,25 ± 129,45	183,91 ± 102,24	191,79 ± 80,73	186,13 ± 122,86	197,96 ± 65,67	161,58 ± 126,03
	Otoño	310,96 ± 124,05	304,81 ± 117,46	243,22 ± 121,84	209,27 ± 84,78	283,74 ± 154,77	193,84 ± 135,98
	Invierno	274,70 ± 98,66	222,74 ± 66,08	317,44 ± 156,92	309,81 ± 179,36	283,74 ± 154,77	121,94 ± 98,54
	Anual	254,09 ± 143,09	206,48 ± 113,99	242,54 ± 133,37	219,16 ± 99,21	273,91 ± 155,41	147,61 ± 120,20
Sub Seco	Primavera	189,08 ± 84,05	297,22 ± 137,26	235,72 ± 131,99	471,16 ± 212,07	477,60 ± 274,10	76,50 ± 63,77
	Verano	450,69 ± 302,58	292,82 ± 196,95	212,83 ± 151,98	312,61 ± 260,17	376,14 ± 165,10	228,10 ± 165,21
	Otoño	446,89 ± 256,14	376,18 ± 189,29	271,43 ± 169,19	299,37 ± 168,41	337,61 ± 236,58	304,25 ± 217,32
	Invierno	252,22 ± 158,82	518,55 ± 223,16	725,17 ± 391,76	264,59 ± 143,14	485,35 ± 247,53	212,66 ± 264,08
	Anual	352,10 ± 251,86	355,16 ± 197,85	397,16 ± 343,28	343,04 ± 215,94	416,30 ± 237,31	217,60 ± 208,64
Total Seco	Primavera	273,74 ± 141,20	429,45 ± 155,43	441,25 ± 262,52	738,38 ± 268,70	787,74 ± 372,28	131,90 ± 79,50
	Verano	765,93 ± 360,41	476,73 ± 261,44	404,61 ± 209,67	498,74 ± 296,40	574,10 ± 201,44	389,69 ± 248,43
	Otoño	757,85 ± 319,22	680,99 ± 275,19	514,65 ± 235,59	508,64 ± 167,53	621,35 ± 329,99	688,86 ± 529,89
	Invierno	526,92 ± 186,28	741,30 ± 255,62	1042,61 ± 522,14	474,89 ± 121,97	795,16 ± 404,27	334,60 ± 356,96
	Anual	606,18 ± 340,62	561,64 ± 265,46	673,76 ± 540,15	562,21 ± 251,97	690,21 ± 339,76	440,35 ± 418,47

Tabla 15. Peso de Biomasa expresada en g/m², los datos están presentados como media ± desvío estándar

	Total	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Aérea Húmeda	3,8717E-07	7,4369E-10	0,00163489	0,01626661	0,00068668
Aérea Seca	1,6562E-05	9,0993E-08	0,00114669	0,04762853	0,00165817
Sub. Húmeda	0,05141195	1,909E-06	0,02779885	0,11210843	2,0034E-06
Sub. Seca	0,00300733	1,385E-06	0,03268434	0,29344813	8,3299E-06
Total Húmedo	1,1351E-07	5,4687E-09	6,5187E-05	0,00836272	1,0432E-06
Total Seco	0,00638047	2,6456E-05	0,00211606	0,32904927	2,627E-05

Tabla 16. Valores p de diferentes condiciones de biomasa

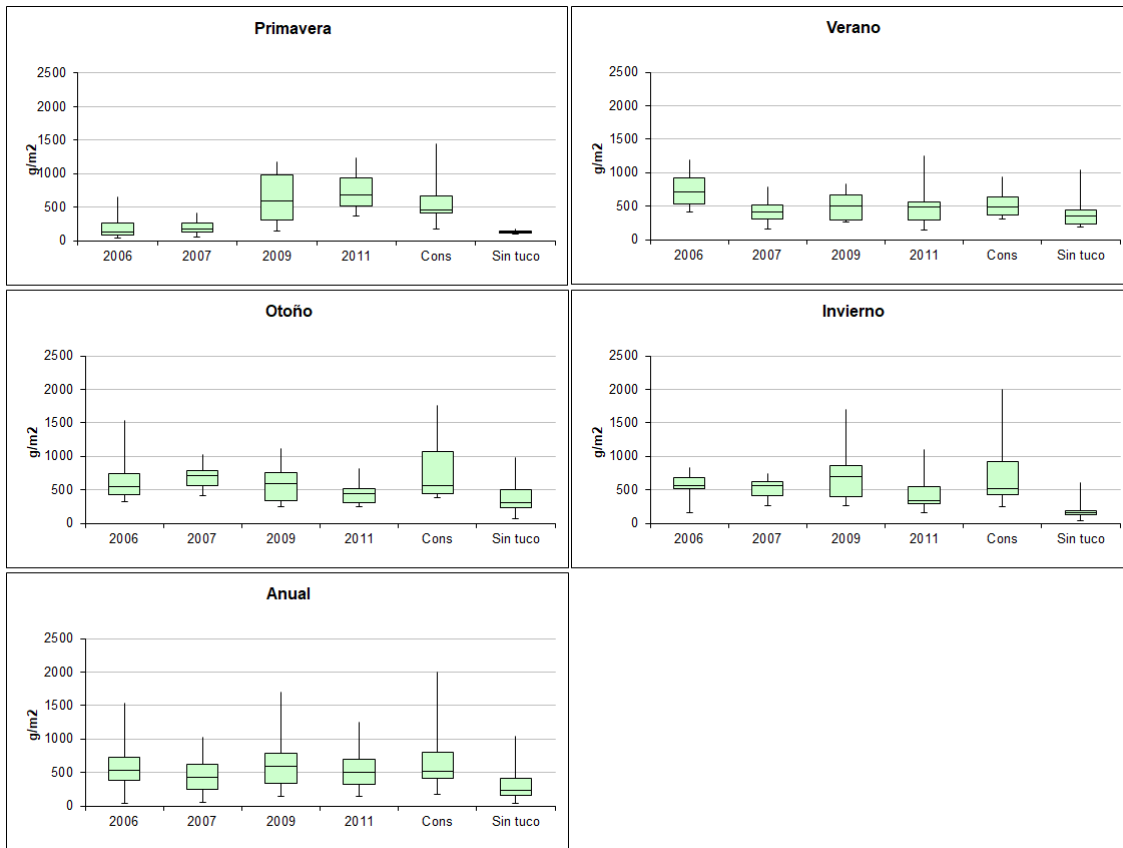


Figura 45. Box Plot de Biomasa Aérea húmeda para cada estación y anual medida en g/m²

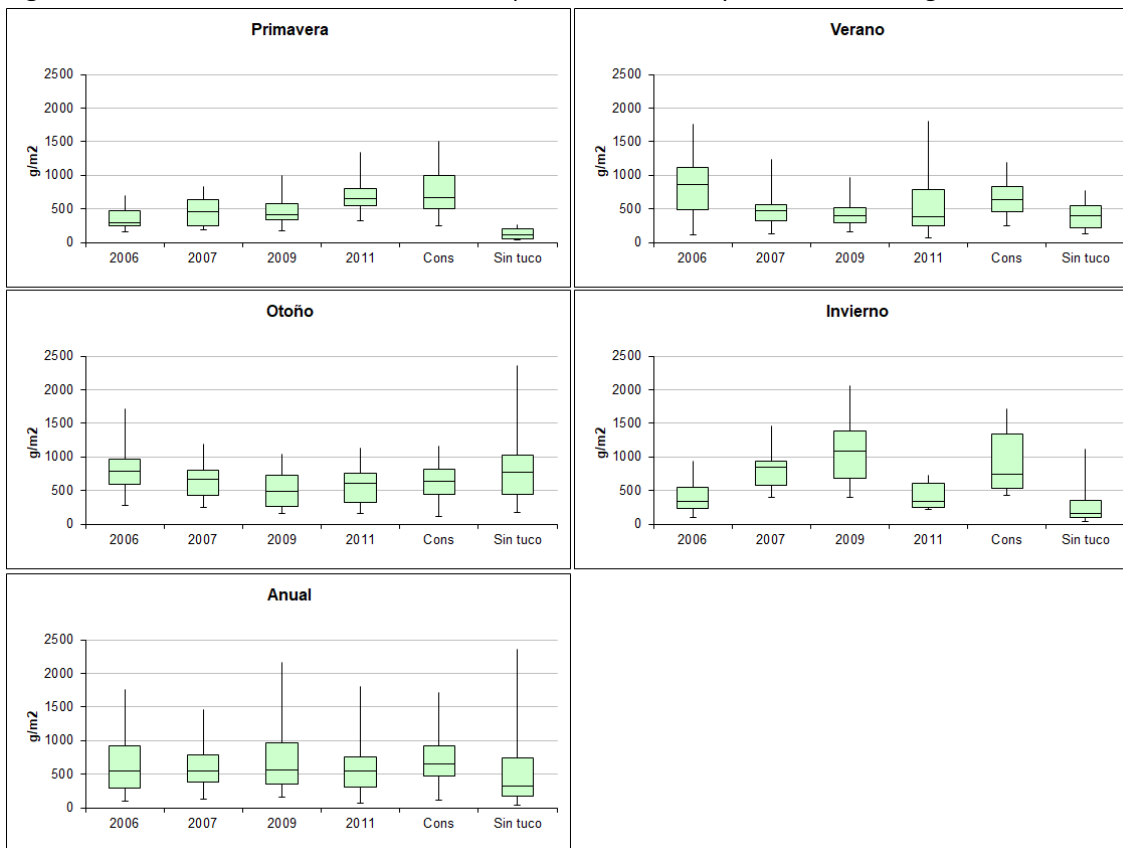


Figura 46. Box Plot de Biomasa Subterránea húmeda para cada estación y anual medida en g/m²

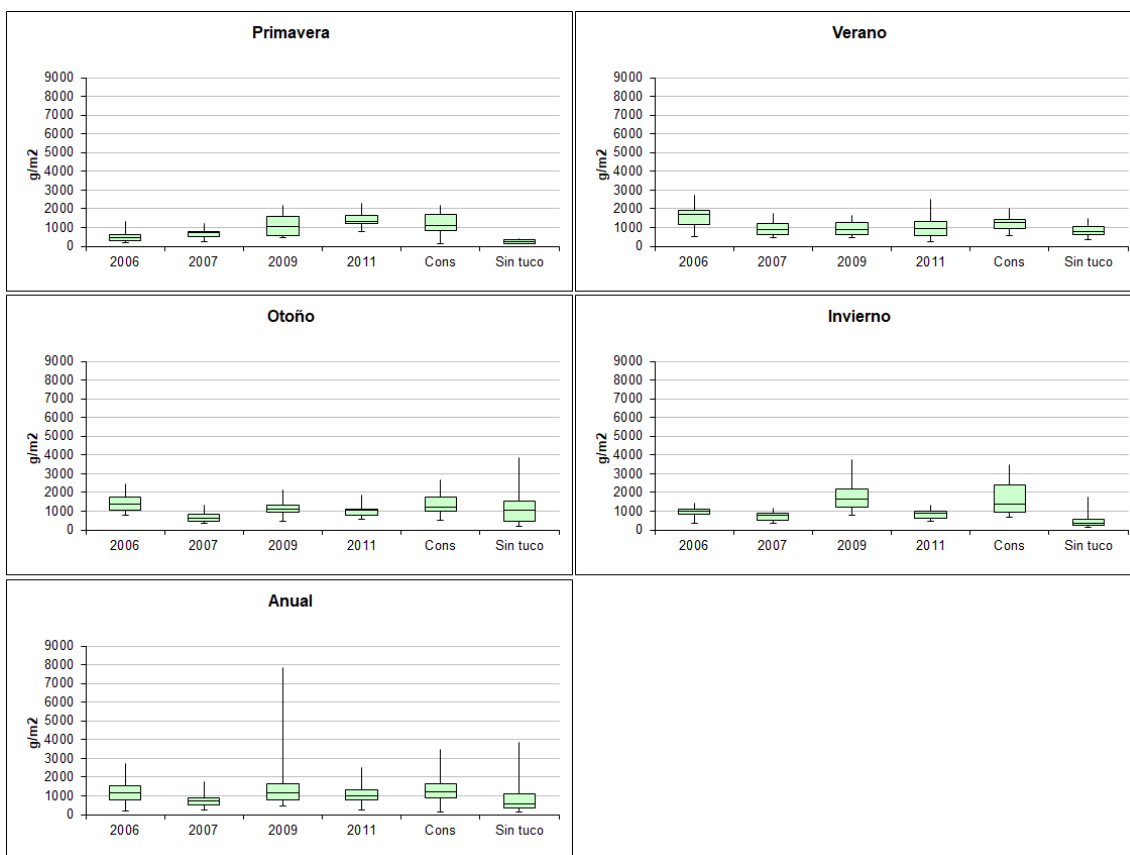


Figura 47. Box Plot de Biomasa Húmeda Total para cada estación y anual medida en g/m²

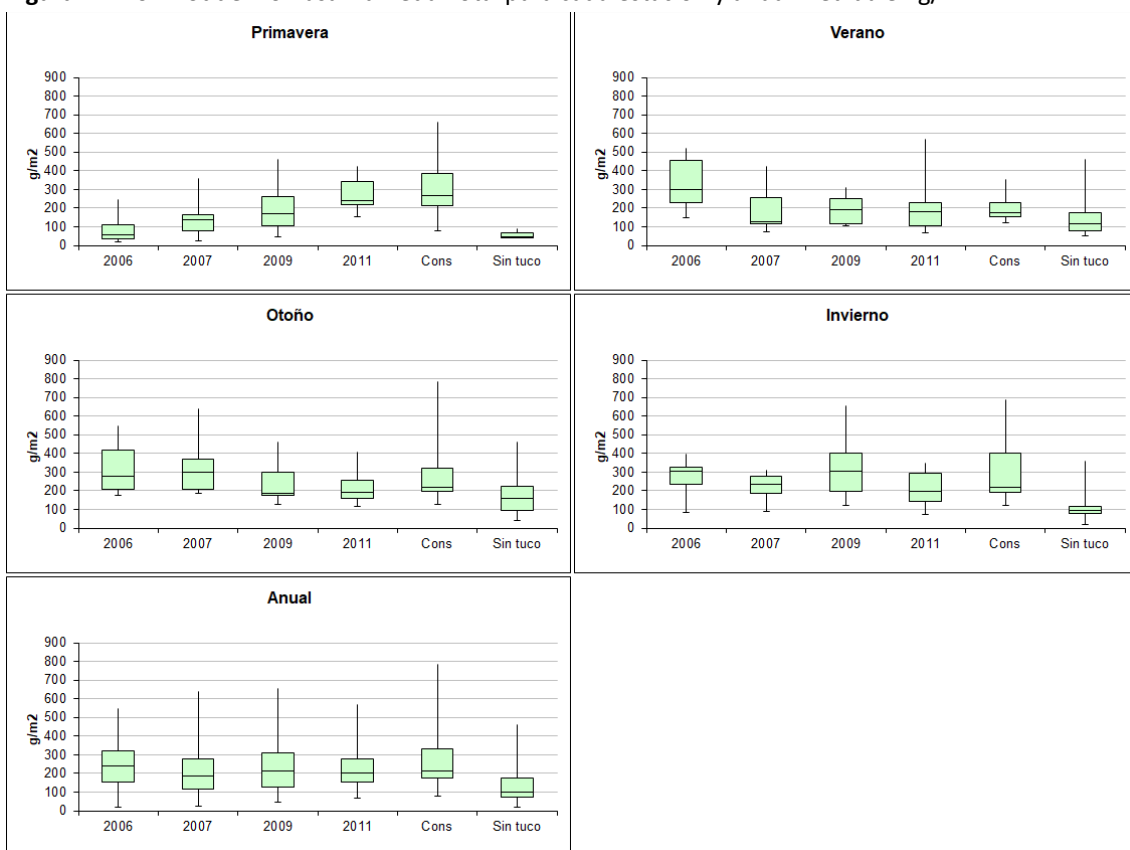


Figura 48. Box Plot de Biomasa Aérea seca para cada estación y anual medida en g/m²

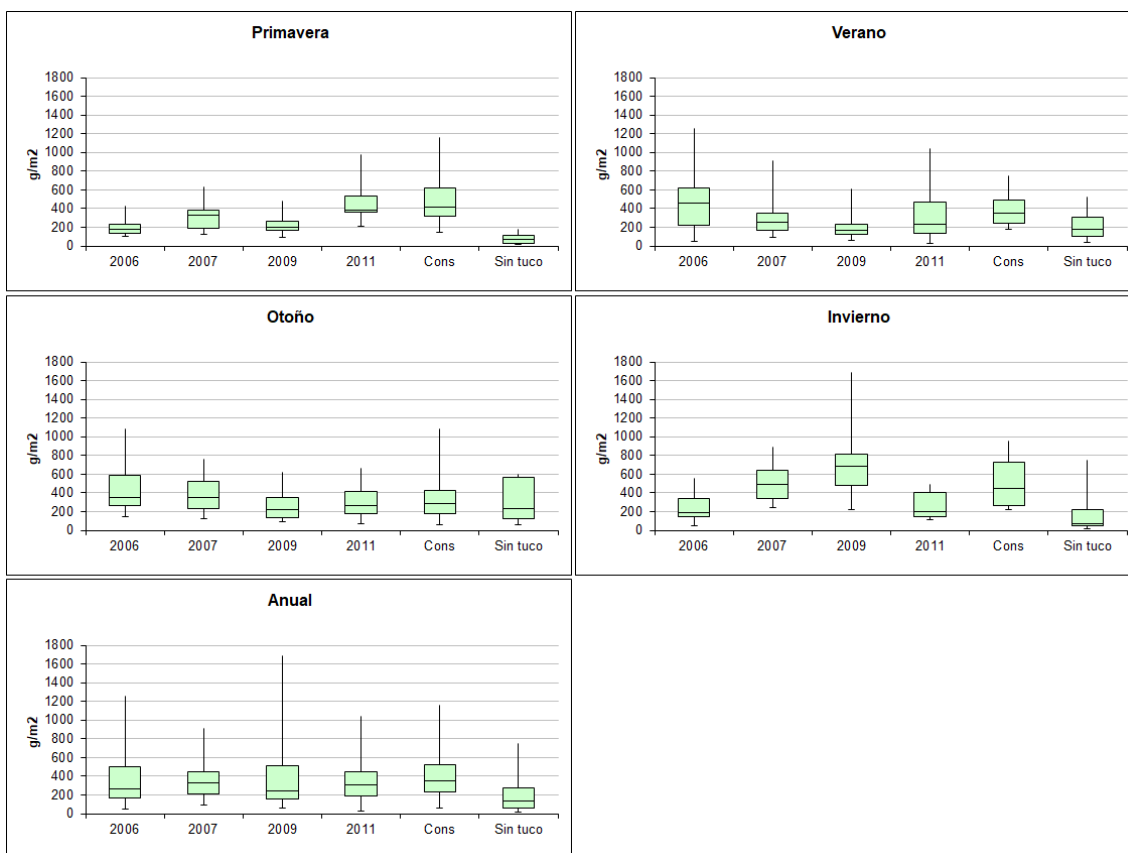


Figura 49. Box Plot de Biomasa subterránea seca para cada estación y anual medida en g/m²

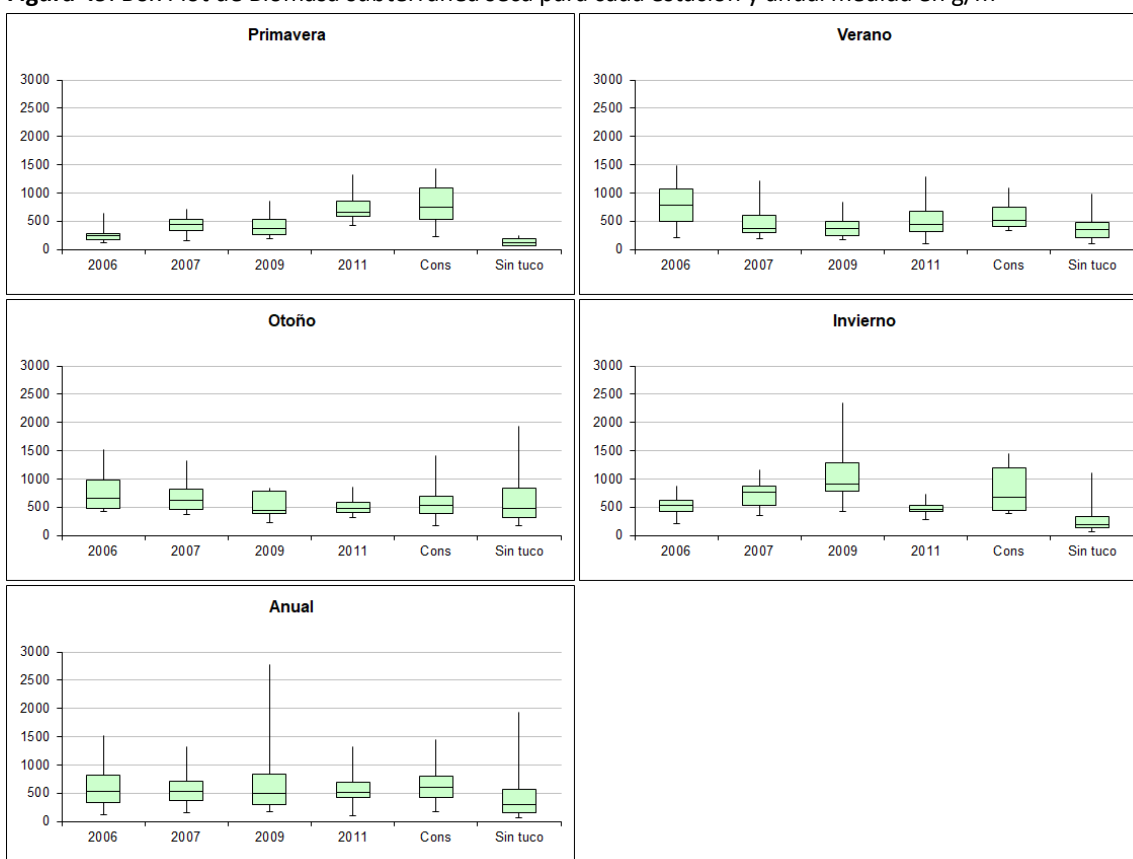


Figura 50. Box Plot de Biomasa seca total para cada estación y anual medida en g/m²

Los análisis de beta-diversidad se llevaron a cabo con la intención de visualizar la similitud específica de los ensamblajes de vegetación, de modo de identificar si los parches analizados presentan diferencias. Los resultados arrojan que cuando se comparan los parches estudiados en un sentido amplio, la cantidad de especies compartida es muy alta ya que en todos los casos supera el 70 % de complementariedad, por lo que se puede interpretar que todos los parches se comportan como una unidad (Tabla 17). Si el análisis contempla los sectores que comprenden áreas dentro de los sectores de estudio donde se encuentran tuco-tuco, el perfil de los parches es similar al de los parches totales, no encontrándose diferencias entre los mismos (Tabla 18). Finalmente, cuando el análisis se aplica a los sectores sin tuco-tuco de los mismos parches se pueden ver perfiles más disímiles (Tabla 19).

entre parches total	2006 (54)	2007 (51)	2009 (41)	2011 (43)	Cons (43)
2006	7	46	40	40	43
2007	22,03	3	41	41	40
2009	24,53	19,61	0	38	37
2011	27,27	22,64	17,39	1	37
Cons	17,31	25,93	21,28	24,49	1

Tabla 17. Complementariedad entre parches analizados. Entre paréntesis se indica el número total de especies encontradas para cada sitio de muestreo. Resaltado en gris se muestra el número de especies exclusivas para cada uno de los sitios. Los valores ubicados por encima de la diagonal indican el número de especies compartidas entre pares de sitios de muestreo. Por debajo de la diagonal se indican los valores correspondientes a la complementariedad, expresada en porcentaje, entre pares de sitios. Un valor de 0% indica que ambos sitios comparten todas las especies, de lo contrario un valor del 100% indica que no existen especies compartidas.

entre parches con	2006 (54)	2007 (51)	2009 (40)	2011 (41)	Cons (42)
2006	7	45	40	40	40
2007	25,00	3	40	40	39
2009	25,93	21,57	0	37	35
2011	27,27	23,08	15,91	0	35
Cons	28,57	27,78	25,53	27,08	1

Tabla 18. Complementariedad entre zonas con tuco-tuco. Entre paréntesis se indica el número total de especies encontradas para cada sitio de muestreo. Resaltado en gris se muestra el número de especies exclusivas para cada uno de los sitios. Estos valores se encuentran emulando una diagonal. Los valores ubicados por encima de la misma indican el número de especies compartidas entre pares de sitios de muestreo. Por debajo de la diagonal se indican los valores correspondientes a la complementariedad, expresada en porcentaje, entre pares de sitios. Un valor de 0% indica que ambos sitios comparten todas las especies, de lo contrario un valor del 100% indica que no existen especies compartidas.

entre parches sin	2006 (22)	2007 (13)	2009 (23)	2011 (23)	Cons (22)
2006	2	10	16	17	14
2007	60,00	1	10	11	9
2009	44,83	61,54	2	15	13
2011	39,29	56,00	51,61	3	13
Cons	53,33	65,38	59,38	59,38	4

Tabla 19. Complementariedad entre zonas sin tuco-tuco. Entre paréntesis se indica el número total de especies encontradas para cada sitio de muestreo. Resaltado en gris se muestra el número de especies exclusivas para cada uno de los sitios. Los valores ubicados por encima de la diagonal indican el número de especies compartidas entre pares de sitios de muestreo. Por debajo de la diagonal se indican los valores correspondientes a la complementariedad, expresada en porcentaje, entre pares de sitios. Un valor de 0% indica que ambos sitios comparten todas las especies, de lo contrario un valor del 100% indica que no existen especies compartidas.

La tabla 20 muestra el listado de especies correspondiente a cada sector estudiado, en la misma se puede observar que el sector que presentó la más alta biodiversidad fue el sector 2006, mientras que el mostró la menor biodiversidad fue el sector 2009.

Especie	Familia	Nombre Vulgar	Hábito	Ciclo	Nativa	2006	2007	2009	2011	Cons
Centella asiatica	Apiaceae		Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Daucus pusillus	Apiaceae		Hierba	Anual	Nativa					
Eringium serra	Apiaceae	Carda	Hierba	Perenne	Endémica	X	X	X	X	X
Eringium sp	Apiaceae		Hierba	Perenne	Endémica	X				
Hydrocotyle bonariensis	Apiaceae	Redondita de agua	Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Oxypetalum solanoides	Asclepiadaceae	Plumerillo	Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X		X
Achyrocline satureioides	Asteraceae	Marcela	Sub-arbustos	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Ambrosia tenuifolia	Asteraceae	Altamisa	Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Asteracea sp.	Asteraceae									
Baccharis genistifolia	Asteraceae		Sub-arbustos	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Baccharis trimera	Asteraceae		Sub-arbustos	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Carduus acanthoides	Asteraceae		Hierba	Anual	Naturalizada	X	X	X	X	X
Cirsium vulgare	Asteraceae		Hierba	Anual	Naturalizada	X	X	X	X	X
Conyza blakei	Asteraceae		Hierba	Anual	Nativa	X	X	X	X	
Conyza bonariensis	Asteraceae		Hierba	Anual	Nativa	X	X	X	X	X
Conyza monorchis	Asteraceae		Hierba	Perenne	Endémica	X	X	X	X	X
Conyza sp	Asteraceae					X	X	X	X	X
Conyza sp 2	Asteraceae									X
Conyza sp 3	Asteraceae					X				X
Gamochaeta coarctata	Asteraceae		Hierba	Bianual	Nativa	X	X	X	X	X
Gnaphalium leucocephalum	Asteraceae		Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Pluchea sagittalis	Asteraceae		Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Senecio crassiflorus	Asteraceae	Margarita de las dunas	Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Senecio madagascariensis	Asteraceae		Hierba	Perenne	Adventicia	X				
Senecio pampeanus	Asteraceae		Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Senecio sp	Asteraceae					X				
Solidago chilensis	Asteraceae	Vara de oro	Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Tessaria absinthioides	Asteraceae		Arbusto	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Brassica rapa	Brassicaceae		Hierba	Anual	Adventicia		X			
Lepidium bonariensis	Brassicaceae		Hierba	Anual	Nativa	X	X	X	X	X
Andropogon trichyloides	Cyperaceae		Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Cyperus eragrostis	Cyperaceae		Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Juncus acutus	Cyperaceae	Junco	Hierba	Perenne	Nativa		X			
Schoenoplectus californicus	Cyperaceae		acuática	Perenne	Nativa	X	X			X
Equisetum giganteum	Equisetaceae	Cola de caballo	Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Medicago lupulina	Fabaceae	Trébol	Hierba	Anual	Adventicia	X	X	X	X	X
Melilotus indicus	Fabaceae		Hierba	Anual	Adventicia	X	X	X	X	X
Centarium pulchellum	Gentianaceae		Hierba	Anual	Adventicia		X			X
Geranium rotundifolium	Gerianaceae		Hierba	Anual	Adventicia	X				
Mentha pulegium	Lamiaceae		Hierba	Perenne	Adventicia	X	X			
Oenothera mollissima	Onagraceae		Hierba	Anual	Endémica	X	X	X	X	X
Agalinis communis	Orobanchaceae		Sub-arbustos	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Plantago major	Plantaginaceae	Llantén	Hierba	Perenne	Adventicia	X	X	X	X	X
Agrostis montevidensis	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa	X			X	X
Bothriochloa laguroides	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa					
Cenchrus spinifex	Poaceae		Hierba	Anual	Nativa	X				
Cortaderia selloana	Poaceae	Cola de zorro	Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Cynodon dactylon	Poaceae	Pata de perdiz	Hierba	Perenne	Introducida	X	X	X	X	X
Dactylis glomerata	Poaceae		Hierba	Perenne	Adventicia	X	X			
Eragrostis neesi	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa		X		X	
Gramínea X	Poaceae								X	
Imperata brasiliensis	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Panicum gounii	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X		
Panicum racemosum	Poaceae	Pasto dibujante	Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Panicum sp	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa	X				
Poa lanuginosa	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa	X	X		X	
Poa sp	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa					
Polygogon elongatus	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa	X				
Sporobolus indicus	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa		X	X	X	
Stipa neesiana	Poaceae		Hierba	Perenne	Nativa		X			
Polygala cyparissias	Poligalaceae		Hierba	Perenne	Nativa	X	X		X	X
Anagallis arvensis	Primulaceae		Hierba	Anual	Adventicia	X	X	X		X
Margyricarpus pinnatus	Rosaceae		Arbusto	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Glandularia pulchella	Verbenaceae	Margarita morada	Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	
Phyla canescens	Verbenaceae	Yerba del mosquito	Hierba	Perenne	Nativa	X	X	X	X	X
Verbena intermedia	Verbenaceae		Hierba	Perenne	Endémica	X	X	X	X	X

Tabla 20. Listado de Especies presentes en los distintos sectores de estudio

Finalmente se obtuvieron las abundancias relativas de las especies encontradas en la arenera con el fin de definir los ensambles de las mismas que presentan los sectores y las especies

que poseen mayor dominancia en los mismos (Figuras 51 a 53). Estas especies dominantes son las que definen el ensamble y con las cuales se puede caracterizar el perfil ecosistémico del área de estudio. Las especies consideradas dominantes para cada parche se encuentran resumidas en la tabla 21, ordenadas de mayor a menor en preponderancia. En líneas generales, se puede observar que en todos los parches se respeta como dominantes las siguientes especies *Ambrosia tenuifolia*, *Medicago lupulina*, *Cortaderia Selloana*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Panicum racemosum*, *Solidago chilensis*.

Sector 2006	Sector 2007	Sector 2009	Sector 2011	Conservación
<ul style="list-style-type: none"> - <i>Ambrosia tenuifolia</i> - <i>Medicago lupulina</i> - <i>Cortaderia Selloana</i> - <i>Hydrocotyle bonariensis</i> - <i>Panicum racemosum</i> - <i>Solidago chilensis</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Ambrosia tenuifolia</i> - <i>Hydrocotyle bonariensis</i> - <i>Solidago chilensis</i> - <i>Panicum racemosum</i> - <i>Medicago lupulina</i> - <i>Cortaderia selloana</i> - <i>Cynodon dactylon</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Ambrosia tenuifolia</i> - <i>Solidago chilensis</i> - <i>Panicum racemosum</i> - <i>Hydrocotyle bonariensis</i> - <i>Baccharis genistifolia</i> - <i>Cortaderia selloana</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Ambrosia tenuifolia</i> - <i>Hydrocotyle bonariensis</i> - <i>Panicum racemosum</i> - <i>Solidago chilensis</i> - <i>Medicago lupulina</i> - <i>Achyrocline satureioides</i> - <i>Cortaderia selloana</i> - <i>Androtrychum tryginum</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Cortaderia selloana</i> - <i>Ambrosia tenuifolia</i> - <i>Hydrocotyle bonariensis</i> - <i>Baccharis genistifolia</i> - <i>Eringium serra</i> - <i>Medicago lupulina</i> - <i>Panicum racemosum</i> - <i>Solidago chilensis</i>

Tabla 21. Especies dominantes del ensamble para cada sector

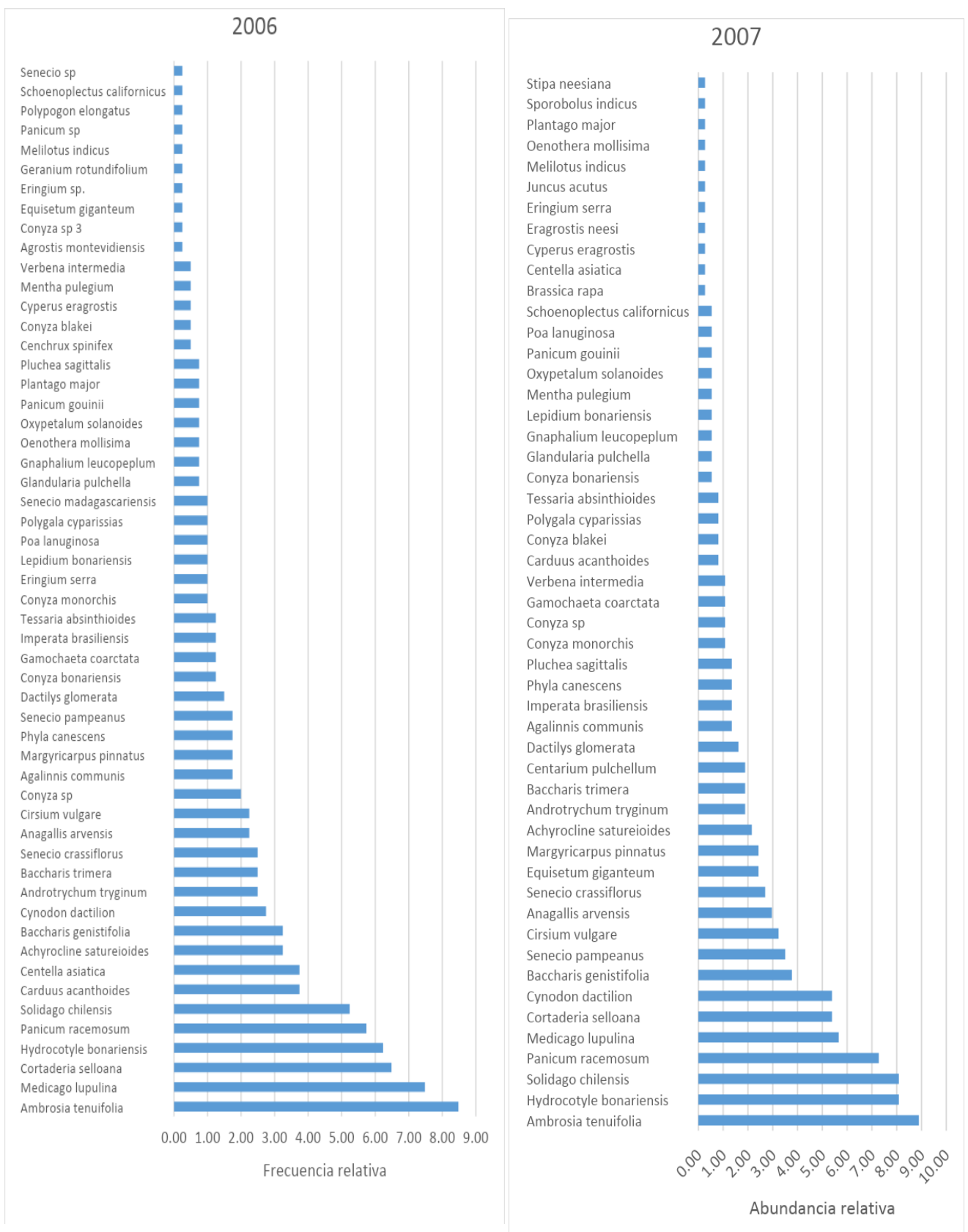


Figura 51. Ensamble de especies vegetales para el sector 2006 y 2007

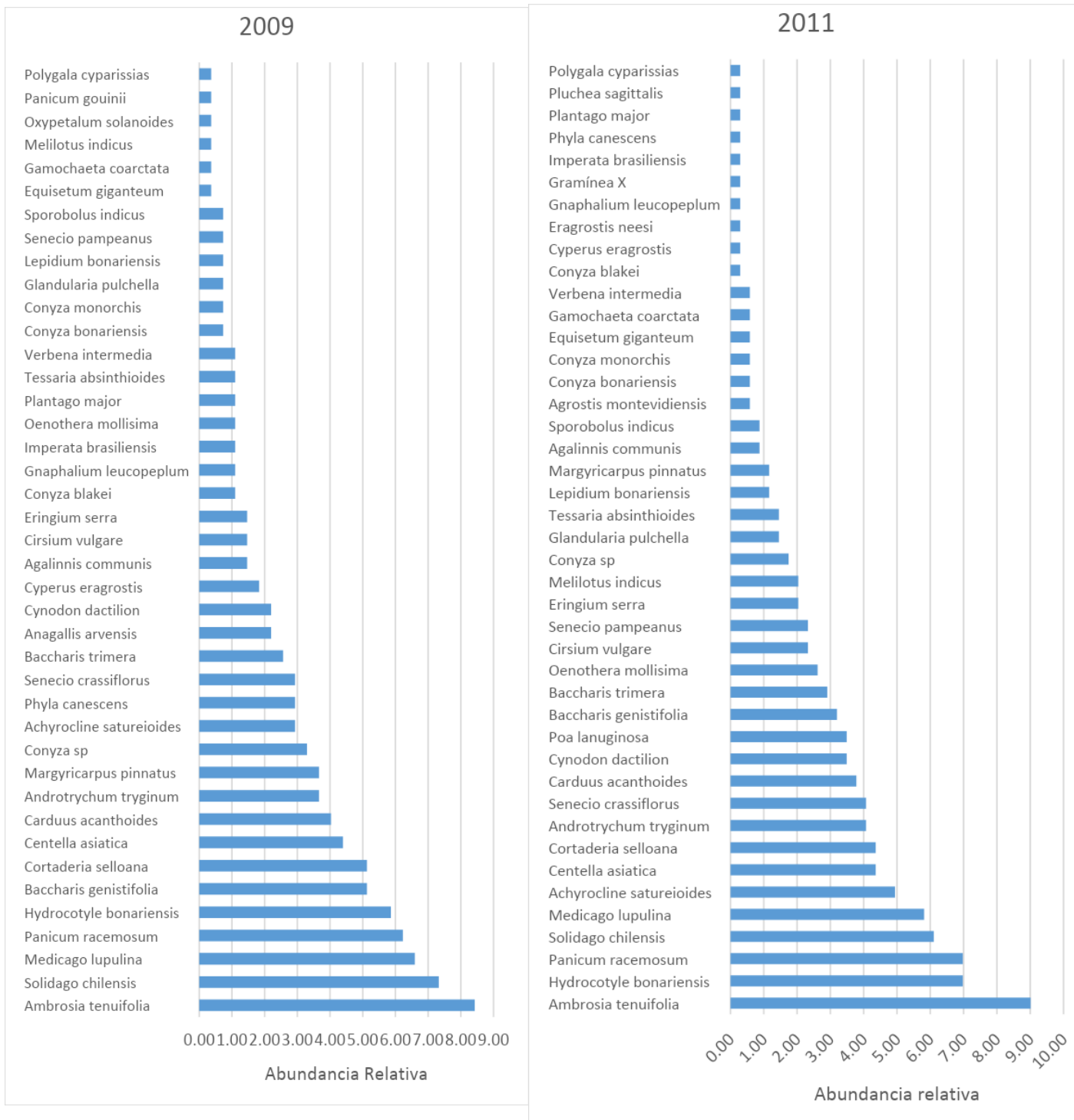


Figura 52. Ensamble de especies vegetales para el sector 2009 y 2011

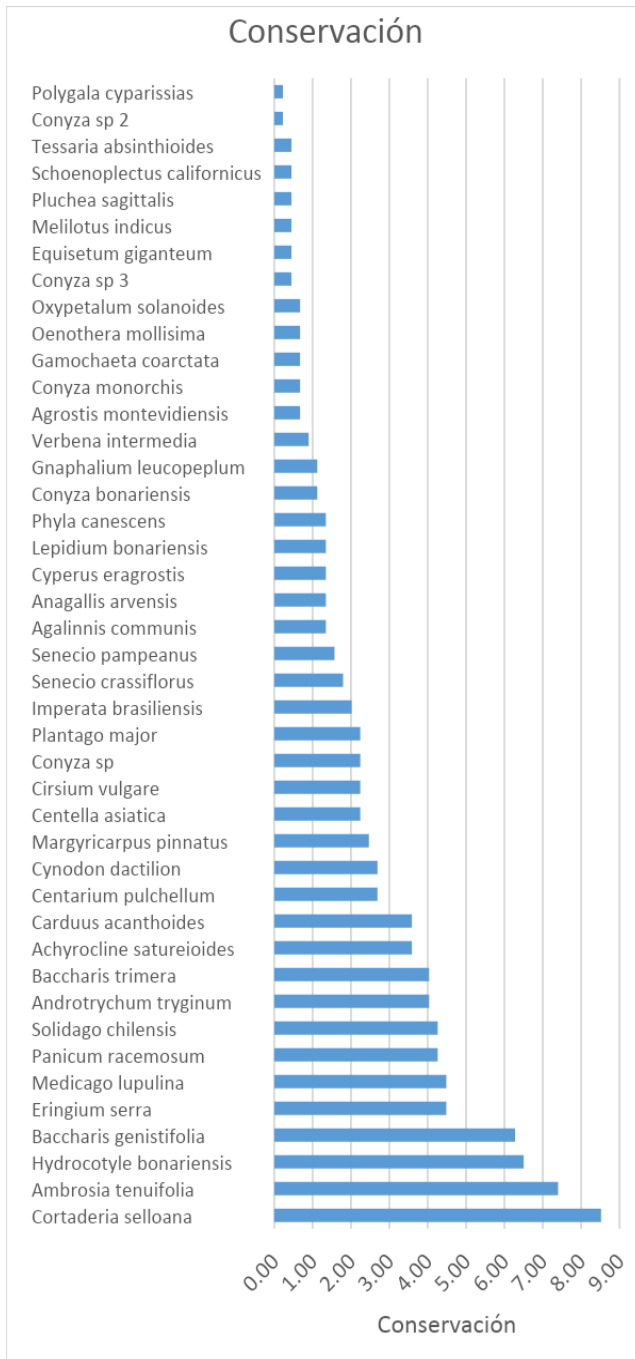


Figura 53. Ensamble de especies vegetales para el sector Conservación

DISCUSIÓN

Esta investigación representa el primer estudio sobre el efecto antrópico de una extracción de arena para un pequeño mamífero en América del Sur. Se han realizado estudios similares con micromamíferos en otras partes del mundo pero no existen aportes similares para Sudamérica (Lawer *et al.*, 2019). En la actualidad, muchos de los ecosistemas de dunas costeras remanentes del Mediterráneo han sido convertidos en áreas protegidas o incorporados a reservas naturales existentes, limitando así las actividades más destructivas que amenazan estos hábitats como la extracción de arena o el motociclismo (Guilcher y Hallégouët 1991). Actualmente, la actividad minera en dunas costeras se encuentra prohibida en muchas partes del mundo (Vega de Seoane *et al.*, 2007). Por este motivo, no es posible una comparación directa entre otras dunas costeras y las que aquí se analizan ya que el tiempo e intensidad de las perturbaciones no son equiparables. Es posible que este sea uno de los pocos y últimos lugares donde se permita la extracción de áridos naturales dunarios.

Los pequeños mamíferos son útiles porque son sensibles a las perturbaciones antropogénicas y se sabe que contribuyen significativamente a las funciones del ecosistema a través de interacciones tróficas (Brock y Kelt 2004; Delibes-Mateos *et al.* 2008; Jordán *et al.* 2009) y no tróficas (Zhang y Liu 2003; Davidson *et al.* 2008; Gálvez Bravo *et al.* 2009), afectando suelos, vegetación y otros animales (Ryszkowski 1975; Hayward y Phillipson 1979; Grant y French 1980; Hull Sieg 1987). Por lo tanto, es probable que se interrumpan las funciones ecosistémicas que involucran a pequeños mamíferos, luego de cambios en la composición y diversidad debido a la perturbación minera. En general, se puede corroborar que, desde el punto de vista abiótico, las áreas estudiadas presentan condiciones factibles para un buen desarrollo natural en la recomposición ambiental vegetal y animal, lo que lleva a la formación de una neofoma con una amplia representación de elementos naturales. Desde el punto de vista biótico, se puede ver que el área presenta una buena cobertura vegetal con buena representación de especies nativas y ensambles botánicos uniformes. Sin embargo, el mayor limitante ecosistémico del área lo representan las áreas inundables de los sectores estudiados, situación que limita el área potencial de ocupación de los organismos dentro de los mismos. Este hecho condiciona el resto de los factores generando ambientes subóptimos para algunas especies animales como es el caso de *Ctenomys talarum*. Sin embargo, la especie no está completamente desplazada del área explotada existiendo zonas de refugio que actúan como amortiguación. Estos datos demuestran que existen condiciones adecuadas para la recolonización de las especies de *Ctenomys talarum* en diferentes sectores, pero los sectores inundables son los que más limitan el desarrollo de estos organismos.

La relación entre la superficie de las areneras (actividades extractivas) y el resto de las actividades que se desarrollan en las distintas zonas que comprenden la Barrera Medanosa Oriental (BMO), denota que la actividad minera posee una perturbación leve, ya que actualmente en toda la BMO se encuentra funcionando una sola arenera, la cual cuenta con registro legal, y no se han registrado mineras ilegales (del Río *et al.*, 2017). Debido a esta baja representación de la perturbación minera a nivel de barrera, se infiere que no representa una modificación profunda a escala regional, es decir a la escala y magnitud de la barrera oriental. Sin embargo, es necesario establecer a escala local, debido a la actividad extractiva y a las modificaciones realizadas sobre el área, la profundidad de la perturbación para determinar sus efectos sobre las comunidades

biológicas. Los procesos biológicos pueden presentar grandes modificaciones a una escala espacial mucho más reducida que la de los procesos geomorfológicos (Forte, 2017).

La estructura residual, posterior a una extracción, permite la generación de un neo ecosistema (*sensu* Morello, 2000) que, dependiendo de las características del entorno anterior y de la forma de extracción, se transformará en una neoforma dinámica con características particulares. Debido a la actividad minera, se modifica la morfología del área (Lithgow *et al.*, 2013; Del Río *et al.*, 2018), lo que produce una disminución en la altura del terreno y, por lo tanto, acerca la superficie del suelo al nivel del agua subterránea. El diseño de explotación de la arenera Querandí posee como límite técnico de la explotación la cota de 9 msnm que coincide con el techo del acuífero freático en determinadas ocasiones (Del Río *et al.*, 2018). Cabe recordar que, en la zona de estudio, a una cota aproximada de 8 m sobre el nivel del mar, se registra la presencia de un paleosuelo (Isla *et al.*, 2001) de características arcillosas que pueden dificultar la penetración del agua a través del terreno. Este problema produce estanques semi temporales, generando humedales temporarios en el área de análisis con dinámica propia.

Gallego Valcarce y Vadillo Fernández (1992) proponen que, después de una perturbación minera en un ambiente natural, existen tres conductas posibles para mitigar los efectos de la mencionada perturbación. El primer camino es permitir que los procesos naturales actúen sin mayores intervenciones dando la posibilidad de una reparación natural, cuando tal condición sea posible, lo que se busca desarrollar son acciones que alienten la recuperación natural mediante intervenciones locales, deteniendo la perturbación en el área y permitiendo el desarrollo de sus elementos naturales (Chazdon y Guariguata, 2016). Otro camino es la restauración, en este caso se desarrollan importantes intervenciones tendientes a retrotraer los aspectos y rasgos de la zona a su situación pre-operacional, es decir, volver a que todos los aspectos sean casi idénticos a la situación antes de la actividad extractiva. (Morrison y Lindell, 2011; Chazdon, 2014). Sin embargo, este tipo de labor suele requerir un esfuerzo técnico y económico asociado que es en general imposible de abordar, en la mayor parte de las ocasiones y en particular en la minería a cielo abierto, no se puede volver a la etapa preoperacional. Finalmente, el último tipo de tratamiento es la rehabilitación, la cual contempla que al área donde se realizó la actividad extractiva se le genere una actividad económica y que en definitiva se produzca una nueva asignación de usos productivos. De algún modo, se puede considerar que dependiendo del nivel de perturbación ejercido en el área y las condiciones ambientales generales, los organismos mineros y de control ambientales indicarán como se seguirá un plan u otro de mitigación y cierre ambiental de la pertenencia minera.

Consideramos que para acceder al desarrollo de la reparación ambiental en el área de estudio, es esencial que la memoria ecosistémica del área se mantenga tan completa e integral como sea posible, ya que será la que conserve las características y elementos propios del entorno circundante y le permitirá desarrollarse hacia condiciones, al menos, similares a las prístinas (Bengtsson *et al.*, 2003).

Desde este punto la arenera Querandí siguió el camino de la reparación natural inducida, para generar pastizales. Las perturbaciones del hábitat, como la minería, influyen en la calidad del hábitat de manera diferente y se reflejarán en patrones de recuperación variables para cualquier taxón o grupo funcional en términos de su supervivencia y persistencia in situ después de la actividad de perturbación (Crouzeilles *et al.* 2016). Por lo tanto, el éxito de la recuperación con

restauración activa o pasiva diferirá según los taxones o grupos funcionales considerados. Para algunos grupos, la restauración activa puede funcionar mejor que la reparación pasiva, mientras que para otros puede ser cierto lo contrario. Por ejemplo, la restauración pasiva da como resultado una mayor biodiversidad y estructura de la vegetación que la restauración activa en el caso de los bosques tropicales (Crouzeilles *et al.* 2017). Dependiendo del enfoque empleado, los costos financieros asociados con la restauración pueden variar significativamente. Aunque los esquemas pasivos son menos costosos que los enfoques activos, tienen ciertos costos directos e indirectos asociados, como períodos de recuperación más prolongados (Benayas *et al.* 2008; Birch *et al.* 2010; Zahawi *et al.* 2014), además los esquemas activos son impracticables en minería a cielo abierto.

Factores Bióticos

La minería de arenas en dunas produce un declive en la estructura de la vegetación y la diversidad vegetal, facilitando la colonización de especies exóticas y oportunistas (Bradshaw y Hüttl, 2001). La posibilidad de usar vegetación/comunidades de plantas en la evaluación de paisajes y en la gestión de suelo ha sido reconocida por varios autores y estudios recientes han remarcado la necesidad de realizar investigaciones integradas (Araujo *et al.*, 2002; Favennec, 2002; Loidi, 1994; Lomba *et al.*, 2005). Este hecho es importante ya que la composición vegetal se encuentra asociada también a la mantención de la cadena trófica de un ambiente funcionando de alimento a los herbívoros, por lo que una disminución de la vegetación o un cambio muy radical de la misma puede tener consecuencias sobre los herbívoros de la zona, como demostraron Airoidi *et al.* (2008) respecto de una colonia de hormigas que fueron usadas como bioindicadores. Desde el punto de vista del perfil vegetal, para las especies encontradas en los sectores analizados se puede observar que el tipo predominante en todos los sectores es el de hierbas. Por otra parte, si se considera su endemismo, se puede observar que la predominancia está asociada con un amplio porcentaje de especies nativas el cual supera el 70%. Este hecho demuestra la amplia predominancia de especies que están relacionadas con el propio ambiente. Estos resultados son consistentes con trabajos anteriores sobre la reparación ambiental en el área de estudio asociados a la recomposición vegetal llevados a cabo hace 8 años (Fernández Montoni *et al.*, 2014). En el mencionado trabajo, se muestra que la composición de la neo-comunidad vegetal está conformada por el 74% de las especies nativas, lo cual puede interpretarse como un indicador de la recuperación ambiental del área de estudio. Este alto porcentaje, muestra que el legado biológico está bastante bien representado (Thompson *et al.*, 2001). Este efecto es una señal importante de resiliencia ambiental y podría ser evidencia, por lo tanto, de la capacidad de “absorber” algunos de los efectos de la actividad extractiva. Sin embargo, en este caso particular, la fisonomía de la comunidad vegetal ha cambiado de pastizales a humedales, por lo que el área está tomando una forma neo-natural diferente, que representa la generación de encharcamientos.

Un hecho primordial para asegurar la recomposición de la memoria ecosistémica es conservar las especies que estaban en el ambiente prístino (Thompson *et al.*, 2001). Por tal motivo, teniendo en cuenta la alta representatividad de nativas en la recomposición del perfil vegetal, se puede decir que la decisión de dejar ciertos sectores sin perturbar puede entenderse como una buena estrategia para la reparación ambiental efectiva del área general perturbada (Gallego Valcarce y Vadillo Fernández, 1992) alentando una neonaturalidad (*sensu* Morello, 2000),

lo más cercana a la previa anterior al efecto de perturbación. La extracción de arena ejerce un efecto fuertemente significativo sobre el estrato vegetal. Puede notarse que, al extraerse la cubierta vegetal completa de un área determinada para acceder a la arena que será extraída, se genera un descubierto de suelo que puede ser aprovechado por especies oportunistas (Begon, 2006; Schaefer, 2009). De este modo, un diseño adecuado permite facilitar la recuperación del área con especies propias de la memoria ecosistémica del lugar. Por este motivo, desde el punto de vista de la recomposición vegetal, se puede estimar que la misma funcionó de forma aceptable y que el papel del sector de conservación como amortiguador ecológico ha tenido efectos positivos.

De todos modos, para que la memoria ecosistémica se vea fielmente reflejada en un área determinada, se deben conservar la mayor cantidad de elementos de ese ecosistema (Thompson *et al.*, 2001, Bengtsson *et al.*, 2003). La memoria ecosistémica puede dividirse en dos grandes partes, la memoria interna, asociada a los sectores más internos de la perturbación y cuyo sector inalterado queda rodeado por el área impactada, y una memoria ecosistémica externa, la cual corresponde con toda el área que se encuentra por fuera de la sección perturbada (Elmqvist *et al.*, 1994; Polis *et al.*, 1997; Turner *et al.*, 1998; Hanski, 1999; Franklin y Macmahon, 2000). De esta manera, el sector interno y el externo trabajan de forma sinérgica para aportar los elementos que van a recomponer el ambiente posterior al efecto antrópico (Lundberg y Moberg, 2003; Golinski *et al.* 2008; Barron-Gafford *et al.* 2014; Ogle *et al.*, 2015). Mientras mejor estén conservados estos dos sectores, mejor será la recomposición del lugar y mejor representada estará su memoria ecosistémica (Bengtsson *et al.*, 2003).

Aun cuando el término bioindicador todavía se usa principalmente para especies individuales, este concepto encaja particularmente bien con las comunidades de plantas (Araujo *et al.*, 2002; Iserentant y Sloover, 1976; Loidi, 1994) porque su composición florística se encuentra estrechamente relacionada a condiciones ecológicas específicas con una circunscripción geográfica dada. Para comprender la utilidad de las comunidades de plantas para la bioindicación, se requiere una sólida clasificación de los tipos de comunidades. La clasificación fitosociológica de los tipos de comunidades como asociaciones de plantas con un sistema jerárquico está basada en la presencia de grupos de especies características relacionadas a condiciones ambientales/ecológicas específicas (Gehu y Rivas-Martínez, 1981; Kent y Coker, 1992).

Dentro del área del estudio se ha evidenciado la recomposición vegetal con un alto porcentaje de especies nativas, el cual supera el 70%. Las especies invasoras han sido consideradas un problema a ser enfrentado en la restauración de las dunas costeras, porque eliminan plantas nativas y especies animales (Marchante *et al.* 2008; Mason and French 2007; Valtonen *et al.* 2006; Pickart y Sawyer 1998; Pickart *et al.* 1998a, b). Gran parte del porcentaje de las especies encontradas en estos ambientes corresponden con especies reconocidas por Celsi (2016) como especies asociadas a bajos interdunares o directamente a humedales. Como ya se ha expresado en este trabajo, el área establecida como de conservación corresponde con una duna baja, la cual ha sido la principal fuente de semillas interna de las áreas minadas. En la extracción, las crestas y los flancos de dunas fueron donde se practicó la labor extractiva. Por lo tanto, se puede decir que la memoria ecosistémica interna ha tenido una buena representación, mientras que los elementos asociados a las crestas de dunas, memoria externa, no han sostenido el mismo nivel de representación, esto se puede ver ya que las especies dominantes de cada sector corresponden con especies autóctonas pero que se relacionan con bajos de dunas, las especies de los sectores

elevados poseen una menor representación según se puede ver en los análisis de dominancia, asimismo la alta complementariedad de las comunidades vegetales indica la homogeneidad de los sectores. Bajo este esquema, la recomposición vegetal es alta pero algunos elementos propios de la naturalidad del área de estudio no estarán representados. Una buena manera de comprender si estos nuevos ensambles permiten sostener la naturalidad de la zona es utilizar bioindicadores, un bioindicador útil para conocer el estado integral del área desde el punto de vista del ensamble son las hormigas, un bioindicador muy usado en recuperación de ambientes mineros (Majer, 1983, 1989; Andersen, 1993; Jackson y Fox, 1996). Debido a sus condiciones y alta asociación con el ambiente estudiar los ensambles de hormigas, podría ser una buena manera de asegurar que los ensambles vegetales mantienen la estructura biótica del área (Read y Andersen, 2000). Futuros estudios con estos bioindicadores podrían complementar esta información.

Por otra parte, cuando se hace foco sobre la cobertura vegetal, se puede observar que, en los parches de forma general, la misma está siempre por encima del 70%. Bajo condiciones naturales, la restauración de la morfología y los ensambles de vegetación de las dunas puede llevar hasta 10 años (Woodhouse *et al.*, 1977; Maun, 2004). En este caso, en los 5 años que pasaron desde que el último parche fue explotado hasta que se iniciaron los estudios de esta tesis el área paso de tener una cobertura de 0% durante la explotación a superar el 70%. Este hecho demuestra una rápida dinámica ecosistémica del área que aminora la perturbación producida por la actividad extractiva, lo cual se traduce en una alta resiliencia del ambiente (Peterson, 2002). Por tal motivo, se puede decir que el área no se encuentra independizada de la dinámica general de su entorno y, por lo tanto, de la barrera.

Sin embargo, cuando el foco se pone en los sectores con o sin tuco-tucos, se puede observar que existen diferencias significativas. Los sectores con tuco-tucos presentan una alta cobertura vegetal, mientras que en aquellos sectores donde no se encontraron individuos, el nivel de cobertura, decae significativamente. Por lo tanto, este indica que los tuco-tucos eligen un sector con alta cobertura vegetal sobre otro con menor cobertura, y donde la freática esté más profunda. Esta diferencia, probablemente está asociada también a los encharcamientos que se presentan en las áreas explotadas en temporadas de lluvia que limitan la dinámica sucesional de la vegetación y excluyen a los individuos de *C. talarum* durante estos períodos. Por tal motivo, la neonaturalidad del área no está completamente definida y adopta otro perfil, distinto al previo a la perturbación, incluso ya se puede ver en el área una dinámica mixta humedal-pastizal.

Para que *Ctenomys* se establezca exitosamente, se requiere una cobertura vegetal mínima ya que es una especie herbívora (Comparatore *et al.*, 1995) y suelos relativamente elevados, no inundables. La presencia de una buena cobertura vegetal es un carácter fundamental para asegurar la recomposición de un ambiente y es característica de un ambiente recuperado (Pietrzykowski, 2008). Este hecho en los sectores de mayor desarrollo vegetal de la arenera se cumple. Como ya se ha manifestado, los tuco-tuco son considerados ingenieros ecosistémicos (Andersen, 1987; Huntly y Reichman, 1994; Whitford y Kay, 1999; Cameron, 2000; Campos *et al.*, 2001; Reichman y Seabloom, 2002), por lo que su actividad posee un potencial en la recuperación de la integridad del área impactada. Uno de los efectos ecosistémicos del tuco-tuco, considerado desde la ingeniería ecosistémica, corresponde con el desarrollo de especies vegetales asociadas a los montículos que son producto de su actividad excavadora (Malizia *et al.*, 2000). El mecanismo de generación de estos montículos involucra el enterrado de semillas que luego germinarán y darán nuevos individuos (Platt, 1975; Schaal y Leverich, 1982). Por lo tanto en las áreas con mayor

desarrollo vegetal se encuentran las poblaciones de tuco-tuco. Este hecho es positivo para la integridad del sector y acelerador de la estabilización de las superficies intervenidas y con la resiliencia del área. Esto colabora con la recuperación ambiental al establecerse un *feedback* entre la actividad de los tuco-tucos, el desarrollo de especies vegetales y el transporte eólico de sedimentos, aun cuando la movilidad de los individuos dentro del área se encuentre limitada.

Con respecto a la biomasa vegetal encontrada en el área, cuando se compara de forma general para los distintos sectores se puede observar que, si se consideran los valores totales anuales para cada área de estudio, no se detectan diferencias significativas, lo cual demuestra un comportamiento uniforme del área de estudio, donde los sectores analizados se han incorporado a la dinámica del sector conservación y están siguiendo su ritmo. Este efecto es un indicio de que la unidad de estudio completa comienza a manifestarse como una única unidad, y a responder de forma uniforme a los procesos ecológicos. Por otra parte, cuando se evalúa la biomasa respecto de las variaciones temporales, para cada área de estudio, se pueden observar diferencias significativas entre las mismas en las distintas estaciones, principalmente para la primavera. Este hecho puede explicarse debido a que esta estación del año, es de rápido crecimiento para las plantas (Cheng y Fuchigami, 1997; McMichael y Burke, 1998; Toselli *et al.* 1999). Por otra parte, la dispersión de los individuos de *Ctenomys talarum*, sucede entre los meses de septiembre a marzo (Antenucci *et al.*, 2007). De esta manera, si tomamos dos hemisiclos contrastados, el hemisiclo otoño-invierno y el hemisiclo primavera-verano, se vería como se modifica la distribución de los tuco-tucos con pulsos de expansión durante primavera-verano y contracción durante otoño-invierno en las áreas que fueron explotadas.

Asimismo, cuando se comparan los sectores con y sin tuco-tuco se pueden observar también diferencias significativas respecto a la biomasa. Estas diferencias, pueden deberse a los procesos de estabilización a los cuales todavía está sometida el área. Sin embargo, para que los individuos de *Ctenomys* se establezca en un área la biomasa y por ende la capacidad de porte del parche debe ser suficiente (Antenucci y Busch, 1992; Malizia *et al.*, 2000). *Ctenomys talarum* posee un hábito alimentario particular, es un organismo excavador pero que se alimenta de las partes aéreas de las plantas por lo que sale a la superficie para obtener el alimento (Comparatore *et al.*, 1995; Busch *et al.*, 2000; del Valle *et al.*, 2001). Por este motivo, no todas las partes de la planta son igualmente importantes en la alimentación de la especie. Con este sentido fue que se evaluó tanto la biomasa aérea como la biomasa subterránea. En líneas generales, la biomasa aérea presentó niveles similares a los observados en condiciones naturales de áreas de distribución de poblaciones de tuco-tuco, por tal motivo este indicador representa un antecedente positivo en la recomposición del área (Malizia *et al.*, 2000). Se observaron algunas fluctuaciones entre áreas con y sin tuco-tuco respecto de la biomasa aérea, sin embargo, la presencia de biomasa subterránea abundante es un buen estimador del futuro desarrollo vegetal que puede tomar el área y de la continuidad de su estabilización.

Como se mencionó antes, los tuco-tucos son animales que no beben agua libre por lo que deben incorporarla de los alimentos que consumen (Zenuto *et al.*, 2001). En el área de estudio se encuentran dos especies de pasto con una buena representación: *Panicum racemosum* y *Cortaderia selloana*. A pesar de ser una especie generalista, *C. talarum* exhibe una preferencia por la especie *P. racemosum*, ya que es más nutritiva (Martino *et al.*, 2007). Los pastos tienen la capacidad de biomineralizar grandes cantidades de sílice amorfo en sus tejidos a través de los silicofitolitos (Katz 2014; Exley 2015). La acumulación de sílice puede ser una forma de protegerse

de la herbivoría (Reynolds *et al.* 2012; Cooke y Leishman 2012; Soininen *et al.* 2013). La depositación de este sílice se favorece por la evapotranspiración de la planta por lo que el hecho de que la planta posea mayor nivel de sílice puede ser un indicio de mayor pérdida de agua por parte de la planta (Sangster *et al.* 2001; Ma y Takahashi 2002). Fernández Honaine *et al.* (2016) encontraron que la cantidad de sílicofitolitos encontrada en la planta, depende principalmente de las condiciones ambientales del lugar y de las características del suelo. Asimismo, en el mencionado trabajo se encontró también que la cantidad de silicificación de *C. selloana* duplica los niveles de otros pastos. De esta manera, es posible que el nivel de silicificación de *Panicum racemosum* sean menores que los de *Cortaderia selloana*, lo cual podría significar que posee más biomasa disponible para nutrirlo lo cual podría resultar en una mayor palatabilidad de *P. racemosum* por parte de los tuco-tuco.

Sin embargo, *Panicum racemosum* no predomina sobre *Cortaderia selloana*, este hecho puede deberse a que la especie *C. selloana* predomina en el sector conservación debido a su condición de bajo interdunar, y como es la principal fuente de semilla del área, influye sobre los sectores minados. De tal modo, la calidad nutritiva del alimento que queda en los sectores explotados, así como en el sector de conservación, podría no ser óptima como en el caso de pastizales de alto de duna, donde predominan especies como *P. racemosum* o *P. lanuginosa*. Este hecho podría limitar la capacidad de carga del área de estudio en general, pero a pesar del posible estrés nutricional que puede generar esta situación, la cantidad de alimento se muestra suficiente como para albergar poblaciones de tuco-tucos. Futuros estudios podrán determinar, que pasturas están consumiendo los individuos de tuco-tuco presentes en el área y su nivel de estrés alimentario.

Por otra parte, cuando se analiza la composición específica de los distintos sectores estudiados se puede observar que poseen una alta diversidad de especies. Otro elemento que representa que el sector se encuentra bajo una dinámica de estabilización. Sin embargo, este hecho también representa un factor relevante como refugio de especies, ya que permite mantener representada la memoria ecosistémica del área. Se produce entonces en el lugar una comunidad homogénea con características de mezclas que reflejan la neонатuralidad del área en recomposición.

A través de los estudios de beta diversidad, se pueden inferir las diferencias entre áreas, y si se trata de comunidades diferentes desde el punto de vista del ensamble de especies. En este caso, se observaron valores muy bajos en este índice, lo cual indica que el componente de biodiversidad no difiere en forma significativa entre los distintos sectores de análisis. Los valores más altos se observaron en los estudios entre parches sin presencia de tuco-tucos, pero este hecho puede deberse a que estos sectores presentan cobertura más baja y están todavía desarrollando su población vegetal estable, pero aún así se mantiene la similaridad entre sectores.

Debido a este hallazgo, se puede inferir que los distintos sectores se encuentran integrados en una dinámica ecológica común que se asocia con el sector de conservación. Por otra parte, la alta complementariedad entre sectores indica que las distintas zonas de estudio poseen una comunidad de especies que permite analizar a toda el área como una unidad ecosistémica completa y no como componentes aislados. De este hecho, se puede interpretar que el área en la cual cesó la explotación más recientemente, el período de tiempo es suficiente para que la misma se reintegre a las dinámicas ecológicas de los componentes que lo rodean, por lo que, si los elementos de la memoria ecosistémica están bien representados, se puede estabilizar más

rápidamente un área impactada. Este hecho, se debe a que los procesos de sucesión ecológica sobre las áreas de destape proceden de forma sostenida y constante (Miller *et al.*, 2010). Sin embargo, esta situación no es requisito único para que la neonaturalidad del área recuperada se asemeje a las condiciones preextractivas, ya que en el caso de la arenera la remoción de la cubierta vegetal no es la única perturbación ecosistémica que recibe el área.

Finalmente, el último análisis que se realizó fue un estudio de distribución de abundancias relativas de las especies halladas en las distintas zonas de estudio, de este modo, se pudieron realizar estimaciones de los ensambles vegetales que estaban presentes en cada área. A estos efectos, la composición vegetal también funcionó como un bioindicador de integridad ambiental. En líneas generales las especies que se mostraron como dominantes fueron las mismas en todos los parches, lo cual es consistente con la inferencia de que toda el área de estudio en su conjunto está actuando como una única unidad ecosistémica. Las especies que se han exhibido como las más dominantes corresponden con *Ambrosia tenuifolia*, *Medicago lupulina*, *Cortaderia selloana*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Panicum racemosum* y *Solidago chilensis*, las cuales representan distintos hábitos vegetales y reflejan distintas condiciones del ecosistema.

Como se ha mencionado previamente, el sector explotado de la duna se corresponde con crestas vegetadas estabilizadas, las cuales representan los sectores más biodiversos de la transecta dunar y ofrecen las comunidades más desarrolladas (Vega de Seoane *et al.*, 2007; Celsi, 2016). Los diferentes sectores del relieve dunar ofrecen, a su vez, diferentes condiciones ambientales, respecto a la disposición del suelo, humedad, o incluso posibles encharcamientos, que son reflejados por la vegetación en la composición que presenta el ensamble (Ehrenfeld, 1990; Stallins y Parker, 2003). La presencia de especies que requieren de una humedad de suelo alta como *Cortaderia selloana*, *Androtrychum tryginum* o *Hydrocotyle bonariensis*, son un indicio de una freática alta cercana a la superficie o, directamente, de la presencia de encharcamientos. Este hecho, representa una dificultad sobre el establecimiento de las poblaciones de *Ctenomys talarum* en el área. Por lo tanto, en los sectores analizados en este estudio podemos observar la representación de especies y ambientes tanto de pastizal como de humedal, por lo que la neonaturalidad que se está desarrollando ofrece características mixtas no existentes previamente. Está claro, que el proceso de estabilización ecosistémica, en el cual el neoecosistema adquiere un perfil estable en el tiempo se encuentra todavía en desarrollo y, por lo tanto, el área en general no ha llegado a su punto de equilibrio. De todas maneras, la tendencia observada se muestra fuerte y difícilmente sea revertida.

En los mapas de establecimiento de *Ctenomys* se puede ver que existe una distribución diferencial en los sectores explotados. En estas áreas la mayor concentración de actividad de tuco-tucos se encuentra en los terraplenes de las pistas de laboreo, siendo mínima la actividad en los sectores centrales de las áreas explotados. Estas pistas de laboreo son sectores levantados con escombros para establecer pasos seguros para los camiones que circulan por el área y que transportan la arena. Por tal motivo, dichos sectores representan zonas más elevadas que contrastan con las depresiones de los sectores centrales de las áreas explotadas, también son áreas de redepósito de arenas transportadas eólicamente y semillas que permiten un desarrollo de la vegetación, por lo que establecen una geometría especial sobre la superficie que representa los sectores más elevados de toda el área de análisis. Estos sectores son los que siempre se encuentran por encima de la superficie de encharcamiento. Por otra parte, en el área de conservación se observa una distribución más aleatoria. De esta manera, a pesar de que,

producto de la intervención minera, en algunas de las zonas se generaron humedales que no son propicios para el establecimiento de poblaciones de *Ctenomys*, accidentalmente los terraplenes de las pistas constituyeron un refugio para la especie. Asimismo, se puede ver las características de pastizal más relacionadas con las pistas de laboreo, mientras que las especies vegetales relacionadas con características de humedal presentan una dominancia más fuerte en los sectores centrales de las áreas explotadas. Con lo cual, se infiere que los sectores más centrales son los más afectados por la dinámica pluviométrica, debido a que son más propensas a anegarse. Cuando la estructura vegetal se recompone, es precursora del establecimiento de comunidades animales en el área. De esta manera, es factible que, siguiendo los procesos ecológicos y las redes tróficas asociadas a este ambiente, las poblaciones de *C. talarum* se recompongan en el área, a pesar de los sectores anegados que el tuco-tuco evita. Por esta razón, los terraplenes mencionados se establecen como áreas de potencial ocupación para los tuco-tucos ya que cuentan con una abundante composición vegetal y terreno seco, este hecho se evidencia en la ocupación diferencial que se observa en las áreas explotadas en los mapas de ocupación.

Por tales motivos, en principio, no se verifica la hipótesis postulada acerca de la degradación absoluta del ambiente y desplazamiento definitivo de *Ctenomys talarum*, pero sí se puede sostener que el régimen hídrico, que se acopla a una nueva topografía de cota inferior a la natural generando zonas deprimidas encharcables y zonas más elevadas no encharcables, configura la principal condición que modela una “neodistribución” de los tuco-tucos en el área. A partir de los mapas de distribución de *Ctenomys talarum*, se ve una gran pérdida de superficie propicia para la especie, y por lo tanto menor disponibilidad de hábitat en el área de explotación respecto a la situación pre explotación. En general y como resultante, ocupan hábitats subóptimos que se correlaciona también con un aumento de densidad en los parches disponibles.

Cabe mencionar que los terraplenes, las zonas remanentes más elevadas post explotación, serían más aptos para el asentamiento de individuos que los pisos de explotación, por lo cual sólo en estos sectores pueden establecerse de manera estable los individuos de *Ctenomys talarum*. Hasta aquí se infiere que el nivel de recuperación de las áreas explotadas es limitado, futuros estudios podrán determinar la evolución del área respecto de su biodiversidad.

Factores Abióticos

La memoria del ecosistema incluye componentes tanto bióticos como abióticos. Entre los componentes abióticos, el sedimento es uno de los factores principales, debido a las características que puede presentar con respecto a la capacidad de retención de agua y mineralización, o la capacidad de intercambio de gases, por otra parte, la calidad química del agua es importante para sostener las condiciones del ecosistema (Noy-Meir, 1974; Austin *et al.*, 2004; Huxman *et al.*, 2004).

Respecto a las características granulométricas del sedimento, se observó que en todos los casos se trató de un sedimento que correspondía con arena fina, además, en líneas generales presentó una selección unimodal moderadamente buena lo que indica que el material es uniforme. La minería de arena puede alterar la granulometría, este hecho puede tener consecuencias desfavorables en el asentamiento y construcción de cuevas de distintos organismos por lo que puede disminuir la riqueza específica de un área particular (McLachlan *et al.*, 1996). Este efecto fue también corroborado usando como bioindicador al cangrejo *Ocypode species*

(Jonah *et al.*, 2015). Estos datos granulométricos serían similares a las condiciones preextractivas, ya que corresponden con las características naturales del sedimento para los médanos prístinos del área (Marcomini y López, 2006). De todos modos, cuando se observa el parámetro C (qué como ya se dijo es una medida de la máxima energía del ambiente), se refleja la perturbación antrópica producto de la extracción. Sin embargo, se puede confirmar que este aspecto abiótico no se ha visto alterado ni presenta diferencias sobre las características naturales del área donde se emplaza la arenera, por lo tanto, sería otro elemento conservado de la memoria ecosistémica del área. Las únicas muestras en las que se observaron diferencias en su análisis granulométrico fueron la BT5 del sector explotado en el año 2007 y la BT2 de las pistas de laboreo que presentaron una distribución bimodal. Esta bimodalidad podría a que la pista se hace con parte de material local y parte de materiales de construcción traídos para dar solidez y soporte a la pista para que puedan pasar los vehículos en cualquier condición climática, si se considerara las fracciones gruesas probablemente la muestra no sea polimodal. De todos modos, esta situación muestra un escenario muy positivo, donde los componentes abióticos, no varían o se puede recuperar.

El hecho de que las características sedimentarias se conserven en el área de estudio, representa un buen antecedente para el establecimiento de poblaciones de *Ctenomys talarum*. Por tal motivo, se puede interpretar que toda el área de estudio muestra resiliencia y recomposición ecosistémica, ya que como fue establecido por Malizia *et al.* (2000), otros organismos, en particular artrópodos (Farina *et al.*, 2002; Farina y Cicchino, 2016), se encuentran asociados a la presencia de *C. talarum*. La característica sedimentaria, que incluye dureza, es limitante para el establecimiento de esta especie, dado que el mayor costo energético se da durante la excavación. Bajo condiciones sedimentarias favorables, los individuos de *Ctenomys talarum* muestran una tasa metabólica de excavación (DMR) más baja, con un consecuente ahorro de energía que puede ser destinada por ejemplo a la reproducción, dispersión y colonización (Luna *et al.*, 2002). Por lo que, el hecho de que se mantenga estable la compactación del suelo, podría ser un elemento facilitador de la recomposición de la población de tuco-tuco en el área explotada.

En otros trabajos, se ha visto que la recuperación de los mamíferos en los hábitats afectados por la minería es relativamente lenta debido a la destrucción de los perfiles del suelo, por ejemplo, profundidad y dureza del suelo (Fox 1982; Fox y Fox 1984) y sus efectos posteriores en la estructura y composición de la vegetación. En este estudio los valores de compactación del suelo oscilaron entre 21 y 27 kg / cm² lo cual coincide también con condiciones favorables para el establecimiento de *C. talarum*, las únicas áreas que mostraron un valor mayor fueron los sectores centrales de las pistas de laboreo donde se registró una compactación de 49,48 kg / cm². La dureza del suelo y las capacidades fisiológicas de los animales son probablemente los factores más importantes que afectan el costo de construcción de las cuevas. La alta compactación del suelo dificulta las actividades de excavación para los individuos de *Ctenomys* debido a la mayor resistencia que ofrece. Las cuevas subterráneas proporcionan refugio, un entorno relativamente estable térmicamente y acceso a los recursos alimenticios (Nevo, 1999), sin embargo, los movimientos subterráneos son costosos energéticamente (Vleck, 1981; Du Toit *et al.*, 1985; Lovegrove, 1989; Luna *et al.*, 2002). La especie *C. talarum* se desarrolla en suelos con una compactación promedio de 25.3 kg / cm² (Malizia *et al.*, 1991), por esta razón, las compactaciones mayores a este valor podrían ser desfavorables (Luna y Antinuchi, 2006). Los tuco-tucos, en suelos compactados especialmente para soportar el tránsito de camiones, como sucede en el centro de las pistas de laboreo, no pueden construir sus cuevas, ya que la tarea se vuelve metabólicamente

desfavorable desde el punto energético. De esta manera, se puede ver que, salvo en el sector central de las pistas de laboreo, en el resto del área se exhibe un nivel de compactación apropiado para la excavación de cuevas por parte de *Ctenomys talarum*, siendo los lugares más apropiados los laterales de pista dada su elevación y baja inundabilidad.

Como ya se ha mencionado, el área de estudio se encuentra emplazada en sectores de duna con una alta fijación vegetal, y debido a ello presenta una fina capa de horizonte A/C que lo hace ligeramente ácido (Hesp, 1991; Vega de Seoane *et al.*, 2007; Leuschner y Ellenberg, 2017). En sectores de humedal, el pH del suelo tiende a ser ligeramente alcalino en comparación con la condición anterior (Inglett *et al.*, 2005). El pH puede parecer una variable menor, sin embargo, tiene un fuerte efecto sobre el desarrollo vegetal y de la fauna, como pueden ser los escarabajos del grupo colémbolo comprometiendo la red trófica del lugar (Zeppelini *et al.*, 2009). Todos los sectores explotados, presentan condiciones de encharcamiento, al menos temporalmente, esta puede ser la razón por la que dichos sectores presenten un pH más alcalino que las pistas de laboreo que siempre están elevadas y fuera de la influencia de las inundaciones. Dado que las aguas subterráneas presentan pH neutro a ligeramente alcalino la presencia de esta agua con bioclastos calcáreos en la superficie podría ser justificar este efecto, en los sectores deprimidos. De esta manera, podría relacionarse con una mayor presencia de especies vegetales de humedal, y siendo que los tuco-tuco, a pesar de ser considerados generalistas, se alimentan principalmente de pasturas (Comparatore *et al.*, 1995; Martino *et al.*, 2007) estas áreas representarían zonas de baja calidad alimenticia para ésta especie.

Los estudios de concentración de nutrientes en el área de estudio muestran que no existen diferencias significativas en su concentración entre la profundidad, la superficie y los montículos de tuco-tuco. Este hecho contrasta con otros datos bibliográficos que demuestran el efecto de distintas especies de *Ctenomys*, entre ellas *C. talarum*, sobre la modificación de las concentraciones de nutrientes minerales en el sedimento, producto de su hábito excavador (Lara *et al.*, 2007; Malizia *et al.*, 2000; Antinuchi y Busch, 1992; Camin *et al.*, 1995; Giannoni *et al.*, 1996). Sin embargo, cuando la comparación se realiza entre los diferentes sectores de estudio, se confirman algunas diferencias significativas, lo que demuestra que existe una mayor concentración de nutrientes, principalmente N y P, en el sector de conservación. Esto se debería a que algunas plantas, como las gramíneas o las leguminosas, fijan nitrógeno y fósforo (Baldani y Baldani, 2005; Kouas *et al.*, 2005). En los sistemas de dunas del Reino Unido, Jones *et al.* (2004) mostró que la deposición elevada de nitrógeno se correlacionó con una mayor biomasa sobre el suelo en hábitats de sucesión temprana y dunas fijas, y con una menor riqueza de especies en pastizales de dunas fijas. El aumento de la biomasa tiene consecuencias importantes, ya que aumenta el suministro de materia orgánica al suelo y puede ser un mecanismo por el cual la deposición de nitrógeno puede acelerar las primeras etapas de desarrollo del suelo (Rhind *et al.*, 2013). La zona de conservación no recibió perturbación directa, por lo tanto, tiene más plantas y mayor concentración de estos nutrientes. Pensando en el efecto producido sobre el ambiente donde se extrae la arena y se expone el sustrato arenoso del cuerpo de duna sin cobertura vegetal, se entiende que estas áreas estarán expuestas a una serie de procesos de sucesión vegetal que actúan sobre las áreas impactadas, en efecto, estos procesos ya están ocurriendo como es explicado por Fernández Montoni *et al.* (2014). Por lo tanto, los sectores explotados tienen pérdida de nutrientes, mientras que el sector de conservación muestra más estabilidad en su concentración. Esto es coincidente con la presencia a largo plazo en este último sector, de

vegetación que produce principalmente fijación de nitrógeno y fósforo, pertenecientes a las familias antes mencionadas como *Poa* spp, *Panicum* spp dentro de las gramíneas o las fabáceas *Medicago lupulina* o *Melilotus indicus*. De este modo, la variabilidad de los nutrientes se ve afectada por la dinámica de este ecosistema, y su recuperación probablemente esté relacionada con los procesos de sucesión y recolonización que tienen lugar en las áreas explotadas. Por lo tanto, la falta de efecto observada de individuos de *Ctenomys* sobre el ciclado de nutrientes no es discordante con lo observado en otros trabajos, como en el de Malizia *et al.* (2000), si consideramos que no pasó suficiente tiempo desde la finalización de la explotación. Es necesario el desarrollo de la sucesión vegetal a largo plazo para que se produzcan la fijación de nutrientes, y que el efecto de *Ctenomys* sobre el suelo pueda ser cuantificable.

Otra explicación del efecto limitado del tuco-tuco en el reciclaje de los nutrientes, podría deberse a la dinámica del ecosistema de humedal que posee actualmente el área impactada, donde predomina el nivel freático más cercano a la superficie, lo cual genera que los nutrientes pasen rápidamente a suspensión cuando se humedece y su recirculación depende más de su resuspensión (Rojas-Araya *et al.*, 2003), que de la recirculación del sedimento por acción del tuco-tuco. Esta situación, tiene también como consecuencia una menor penetración de nutrientes hacia el interior del suelo debido al agua que permanece estancada en las deflaciones características del ambiente minero. Por otro lado, la elevación del nivel del agua subterránea más cerca de la superficie del suelo reduce, como efecto secundario, el área susceptible de ser excavada por un tuco-tuco, lo que representa, de esta manera, otra dificultad para su rol como ingeniero de ecosistemas. De esta manera, la capacidad de recuperación ambiental ejercida por *Ctenomys* desde el punto de vista de los nutrientes del suelo, también disminuiría cuando, como resultado de la perturbación, se desarrolle una neoneaturalidad en donde los humedales sean la condición predominante.

Otro efecto a tener en cuenta, corresponde con la depositación de las fecas de los tuco-tuco en sus cuevas. Esta depositación puede representar otra fuente de aportes de nutrientes al suelo. Se ha corroborado recientemente que los individuos de la especie *Geomys pinetis*, pequeños roedores del sureste de EEUU, presentan un hábito agrícola en el cual cultivan raíces de las que luego se alimentan y utilizan sus propias deposiciones como abono y fertilizante en el cultivo de estas plantas (Selden y Putz, 2022). Sin embargo, la especie *Geomys pinetis*, es una especie solitaria con distanciamiento considerable entre individuos (Brown, 1997). En el caso de la especie *Ctenomys talarum*, los individuos conforman pequeños grupos debido a su hábito de reproducción poligínico (Antenucci *et al.*, 2007) de modo que hay más individuos por unidad de superficie que en la especie *Geomys pinetis*. Por lo tanto, es posible que sus deposiciones también colaboren con el aporte de nutrientes en el suelo. Sin embargo, dado que el sustrato es arenoso, es decir más poroso que el suelo donde se desarrolla la especie *Geomys pinetis*, es posible que incluso en condiciones de suelo con menor contenido de humedad, donde la capa freática se encuentra con bajos niveles de agua, los nutrientes lixivien rápidamente y se trasladan a capas internas y no se conserven en superficie, futuros estudios podrían determinar el alcance de este efecto en condiciones secas.

Un efecto a destacar dentro de este esquema es la ganadería. Como parte del plan pos explotación considerando una rehabilitación del espacio explotado, se desarrolló una actividad de cría de ganado bovino, el cual deambula por todo el predio de la arenera. De esta manera el ganado va dejando sus deposiciones en distintas zonas. Se conoce que estas deposiciones son una

buena fuente de nutrientes orgánicos para el suelo (Schenkel *et al.*, 2021). Distintos nutrientes como el N o el P, pueden incorporarse a la dinámica de componentes del suelo aportados por el bosteo bovino (Veneciano y Frigerio, 2003, Tieri *et al.*, 2014, Barbara *et al.*, 2015). De modo que, esta fuente de nutrientes puede tener un efecto significativo a futuro y en el aumento de la cobertura vegetal. Si esta hipótesis se cumple, se podría producir un efecto sinérgico entre la ganadería, el desarrollo vegetal y la herbivoría de los tuco-tuco. De esta manera, se estarían produciendo dos formas de restauración al mismo tiempo, la reparación ambiental y la rehabilitación ambiental (*sensu* Gallego Valcarce y Vadillo Fernández, 1992), lo cual representaría un antecedente importante dentro del paradigma de la sustentabilidad minera al permitir la interacción de ambos tipos de restauración.

Una limitación importante que se podría observar ante este efecto del bosteo estaría dado por el uso de ivermectina sobre el ganado bovino. La ivermectina es un antiparasitario utilizado en los animales de granja (Abongwa *et al.*, 2017; Laing *et al.*, 2017). Este compuesto químico posee un efecto muy negativo sobre la fauna de artrópodos encargada de descomponer las deposiciones de las vacas y, por lo tanto, de reinsertar los nutrientes en el suelo (Junco *et al.*, 2021). Por lo que, si el ganado que se encuentra en la arenera tiene un alto nivel de ivermectina, el paso de nutrientes al suelo será casi nulo. Futuros estudios podrían determinar si esta limitación existe o no.

Otra condición importante para determinar la “reparación” ambiental del lugar y la capacidad de recuperar terreno por parte de los tuco-tucos, es el aporte de nuevo material sedimentario al área. El transporte eólico de arenas hacia las zonas ya explotadas puede generar la recomposición de uno de los elementos abióticos predominantes en la conformación del ecosistema como es el sedimento, y llevar en última instancia a la reestructuración de los elementos faunísticos propios del ambiente y representados por la memoria ecosistémica interna y externa (Bengtsson, 2003). En este estudio se puede observar que existe aporte sedimentario de todas las direcciones, sin embargo, los principales aportes de sedimento corresponden con los sectores Norte y Oeste, los cuales son coincidentes con la orientación de las áreas que se encuentran actualmente en actividad y con remoción de sedimento. El diseño de extracción que se utiliza para la minería de arena hace que se exponga material sedimentario que se encuentra suelto, de este modo este material tiene mayor disponibilidad para ser transportado en las zonas donde se produjo la perturbación por la actividad extractiva, que en aquellas zonas donde no ha habido actividad antrópica, donde los médanos se encuentran fijos por la vegetación.

Considerando los criterios ambientales de Jungerius y Van der Meulen (1988) se pueden reconocer 3 escenarios que relacionan los procesos geomorfológicos y los procesos biológicos. En el primero predominan los procesos geomorfológicos, de modo que existe un escaso desarrollo edafológico y una baja complejidad ecológica, en este escenario existe poco desarrollo biológico por lo que el transporte sedimentario es alto. En el segundo escenario, se puede ver una situación intermedia entre los procesos geomorfológicos y los procesos biológicos donde ambos se dan de forma moderada, asimismo se comienza a observar el desarrollo de horizontes de suelo. Finalmente en el tercer escenario, predominan los procesos biológicos, con mínima actividad geomorfológica y alta estabilización del médano. Bertola (2020) encontraron que para un campo de dunas vivas de arena, sin vegetación, de la Barrera Medanosa Austral cuyo sedimento presenta características similares a las de esta arenera, se registró un transporte eólico de sedimento promedio que rondaba los 91 m³/m año. Sin embargo, el campo dunario estudiado por estos autores el transporte se debe a un espacio de duna no fijado. En el caso de la arenera analizada en

esta tesis, el campo de duna se encuentra fijado por vegetación, de modo que el principal aporte sedimentario proviene de la propia deflación de los sectores que quedan descubiertos. Por tal motivo, al dejar sin vegetación al sustrato extractivo, se ponen de nuevo en movimientos las partículas de sedimento de esos sectores tanto por actores naturales (retransporte eólico) como por la removilización activa generada por el tránsito de camiones o equipos, por lo que, la cantidad de sedimento transportado en la arenera es mucho menor bajo estas condiciones que lo registrado por Bértola *et al.* (2020) en otras condiciones de actividad geomorfológica.

De esta manera, la existencia de este aporte sedimentario hacia las áreas explotadas demuestra que desde el punto de vista geomorfológico la dinámica del área tampoco se encuentra detenida. Sin embargo, es un aporte pequeño que no favorece una rápida recomposición del sustrato y mucho menos la reconformación de las formas dunarias originales. De todos modos, la recuperación de vegetación que presentan las áreas explotadas puede cooperar con el entrapamiento de las partículas de sedimento ya que las plantas mejoran la depositación de sedimento en un área determinada al aumentar la rugosidad de la superficie y reducir la energía de las partículas (Vega de Seoane *et al.*, 2007). Por tal motivo, la geoforma observada actualmente no es definitiva. De tal manera, es factible pensar que de la interacción de estos dos elementos en el desarrollo futuro del ecosistema aumentará el área de ocupación de la fauna. Sin embargo, desde el punto de vista de *Ctenomys talarum* el área perdida por falta de sedimento no se recupera de forma natural, aunque una medida útil para sortear este problema puede ser utilizar los destapes de los nuevos sectores de explotación para recuperar las zonas deprimidas de los sectores explotados. De este modo, para disminuir los efectos de la intervención antrópica de la actividad, siguiendo los criterios de Jungerius y Van der Meulen, es adecuado trabajar este tipo de actividad en sectores de duna semifija donde los procesos geomorfológicos no estén tan limitados (Bértola *et al.*, 2021).

En general, se puede corroborar que, las condiciones físicas del sedimento en las áreas de estudio muestran que las características del suelo no se han modificado, a excepción de la pista donde el pH es más bajo y la compactación del suelo en el centro de la pista fue mayor que en los otros sectores. Se puede ver entonces, que existen condiciones desfavorables para el establecimiento de poblaciones de tuco-tuco en el sector del centro de las pistas, sin embargo, la compactación en los laterales de las pistas (los terraplenes de las pistas se encontraban en el orden de los 27 kg / m²) y en el centro de los sectores explotados es apta para el establecimiento de la especie, aun cuando se trata de hábitats subóptimos debido a las condiciones degradadas del ambiente en general. Por otro lado, si bien las condiciones no son las mejores, estos sectores de refugio para el tuco-tuco, no se encuentran completamente aislados de la zona de conservación y de los sectores prístinos contiguos a la arenera. De modo que, los tuco-tuco, podrían desplazarse hacia estos sectores de modo de encontrar áreas con condiciones mejores para su establecimiento. Asimismo, el agua presente en las charcas y humedales no difiere en demasía de lo registrado en los pozos de captación de agua, en estos análisis no se evidenciaron compuestos o características que limiten la distribución de *C. talarum* en ningún sector o que comprometan el crecimiento de los organismos vegetales, por lo que la pérdida de área de ocupación por las superficies inundables sería el principal limitante para el desarrollo de estos individuos.

Por lo tanto, desde el punto de vista abiótico, las áreas estudiadas aún presentan condiciones factibles para un buen desarrollo natural en la recomposición ambiental vegetal y animal a pesar de las limitaciones informadas, lo que lleva a la formación de una neoforma con

una amplia representación de elementos naturales. Más específicamente, existen condiciones adecuadas para la redistribución de las especies de *Ctenomys talarum* en los diferentes sectores, encontrando el sector central de las pistas como la única limitación, por lo que al menos desde este factor el efecto antrópico puede considerarse bajo. Sin embargo, no es factible, al menos de forma natural, la recuperación de espacio por depósito de material transportado.

Superficies Anegables

El año 2017 fue un año de lluvias intensas (datos del SMN), ocurriendo episodios de alto volumen pluviométrico con una periodicidad muy elevada. Estos eventos fueron de tal magnitud, que la cuenca del Río Salado se inundó y su escorrentía dejó bajo el agua grandes porciones de terreno en distintas áreas de la provincia de Buenos Aires. Entre las mencionadas áreas se encontraba el terreno al que pertenece la arenera. En las fotos obtenidas para esta época en el estudio, se observaron las mayores condiciones de encharcamiento. Como ya se ha mencionado, uno de los efectos más relevantes de la minería de arena corresponde con la modificación de la topografía generando un aplanamiento del perfil dunar del ambiente donde se produce la actividad (Vega de Seoane *et al.*, 2007; Faggi y Dadon, 2011; Lithgow *et al.*, 2013). Este efecto tiene como consecuencia una disminución del espesor del sustrato arenoso y, por lo tanto, acerca el nivel freático a la superficie, ya que se dispone de una distancia menor para permitir el infiltrado del agua correspondiente a las precipitaciones sucedidas en el área (Nordstrom, 2008, Kruse y Carretero, 2010; Martínez *et al.*, 2013). Se puede decir entonces que, toda vez que exista un evento de tales características con precipitaciones extraordinarias que se alejan de la media, como puede ser un evento de El Niño, el área de estudio se encontrará más cercana a las situaciones de encharcamiento III o IV como han sido reconocidas en este trabajo. Se debe señalar también que el efecto de anegamiento en áreas deprimidas de las dunas no es sólo característico de una zona de explotación minera. Situaciones similares se observan en las dunas de la base militar CELPA en la localidad de Mar Chiquita, perteneciente a la misma barrera, o en dunas de la zona sur de Necochea, en donde las dunas se encuentran sobre un sustrato duro y coherente de baja permeabilidad relativa (obs. Personal).

En general, se puede observar una tendencia hacia el aumento de las precipitaciones año tras año para el área de estudio según lo registrado. Riebeek (2005) sostiene que, debido al Cambio Climático, se ocasiona un incremento en la frecuencia e intensidad de eventos extremos tanto de precipitación (inundaciones, deslizamientos, huracanes y ciclones), como de temperatura (olas de frío y calor). Por lo expuesto, es esperable que esta tendencia continúe en aumento. De tal modo, las lluvias serán de mayor volumen sometiendo a la zona de estudio a una dinámica hídrica superficial más elevada (Camilloni, 2018). Bajo este contexto también es factible que se observen escenarios donde las situaciones III y IV sean recurrentes. Por otra parte, pueden suceder también eventos de La Niña, estos eventos climáticos que son caracterizados por un clima seco y una disminución de las precipitaciones (Philander, 1985; González Elizondo *et al.*, 2003; Bocanegra, 2007). En estos casos, se esperaría que predominen los escenarios I y II, con niveles de encharcamiento menores.

El estudio de estas superficies anegadas permite reconocer las áreas que presentan encharcamiento y qué distribución poseen. Estos análisis, son prueba contundente de la neoneaturalidad que está adoptando el área en estudio. Una neoneaturalidad con un desarrollo de

características de humedal localizado donde se produce una mixtura entre la fisonomía de pastizal con la de humedal. Se puede comprender como la distribución de la vegetación encontrada en los estudios de los componentes bióticos acompaña esta disposición y es consecuencia de la dinámica hídrica que adquiere la zona, posterior a la actividad extractiva. Es notable destacar, como la sucesión vegetal refleja las nuevas características del área.

No obstante, el alcance de las consecuencias de la modificación topográfica y de los cambios sobre la capacidad de infiltración del agua en la zona, no se limitan solamente a la distribución de los organismos vegetales (Martínez *et al.*, 2013). Estas condiciones también perfilan la distribución de distintas especies animales (Davis *et al.*, 2003). Por lo tanto, la presencia de un sustrato anegado representa tal como se expresó con anterioridad, en mayor o menor medida, una limitante para el desarrollo de *Ctenomys* en todos los sectores. Esta limitación se ha observado incluso en otras especies de *Ctenomys*, para las cuales la humedad del suelo es uno de los factores principales que determinan la distribución de los individuos de la especie en un sector o área de un ecosistema dado (Galiano 2014, 2016). Los individuos de *Ctenomys talarum* se desarrollan en suelos que poseen una humedad relativa de 4 a 5 % en condiciones normales (Malizia *et al.*, 1991; Antinuchi y Busch, 1992). La magnitud del efecto es fácilmente entendible cuando se comprende que para un desarrollo adecuado de los ejemplares individuales de tuco-tuco, se necesita de un espesor no saturado de suelo de 40 cm, por lo tanto, un sustrato inundado o anegado es una limitante ineludible para estos animales.

No obstante, si bien es cierto que las áreas impactadas en las peores situaciones poseen un amplio porcentaje de sus superficies cubiertas por agua, aun en estas condiciones el sector de conservación no supera el 20 % de superficie anegada, dejando gran parte de su superficie apta como refugio y tránsito para distintas especies animales incluida *Ctenomys*. Del mismo modo, los límites de los sectores de extracción analizados, contiguos a las pistas de laboreo por donde los camiones y la maquinaria pasaban durante las extracciones, se muestran también como sectores elevados. Estos sectores mantienen la conectividad de los sectores explotados con las áreas externas a la arenera y mantienen su conexión también con el sector de conservación. De manera tal que, las pistas de laboreo, sobre todo sus partes laterales, con sus continuaciones sobre los terrenos explotados, son espacios de tránsito que conectan todos los sectores, los cuales con algo de trabajo antrópico recuperando la integridad de los espacios, podrían actuar como conectores biológicos.

Este hecho se muestra como un elemento muy alentador en la recuperación y conservación de la fauna excavadora, por lo que debe considerarse una cuestión fundamental en el diseño de explotación de futuras explotaciones el dejar corredores biológicos con buena representación de vegetación nativa que conserven la fisonomía vegetal natural del lugar, para que conecten las zonas de explotación entre sí y con áreas prístinas

Uno de los grandes problemas que acarrea la fragmentación de los hábitats está relacionado con la fractura de las estructuras poblacionales de los organismos, principalmente de los animales (Tilman y Kareiva, 1997; Cutrera *et al.*, 2010). Por tal motivo, el hecho de que no existan áreas de aislamiento entre los sectores impactados disminuye las posibilidades efectivas de que se produzcan fragmentaciones entre la población. Es importante tener en cuenta que la recuperación exitosa de los pequeños mamíferos se ve afectada por mecanismos como la inmigración de hábitats vecinos no perturbados a la minería en rehabilitación y la persistencia de individuos *in situ* seguida de la recuperación a través de la reproducción (Banks *et al.* 2011). De tal

manera, es posible que la dinámica de tránsito de los individuos de *Ctenomys talarum* en el área responda a una dinámica de pulsos relacionada a los períodos de primavera, ya que en esta estación se ve el florecimiento y crecimiento de las plantas de la zona, con el consiguiente aumento de la biomasa vegetal. Estos ejemplares encontrarán refugio en el área de conservación. Sin embargo, debido a que los espacios de conexión generados por las pistas de laboreo atraviesan toda el área y todos estos corredores poseen contacto con la zona de conservación, el acceso de los individuos de tuco-tuco hacia la zona de conservación y desde ahí hacia afuera puede suceder en cualquier dirección. De esta manera, sería posible que se produzca un tránsito multidireccional de los organismos a través del área completa de la arenera, futuros estudios podrían confirmar esta hipótesis. Asimismo, la capacidad de carga de los distintos sectores y la cantidad de individuos que pueda albergar, considerando que el ciclo de vida de los tuco-tuco es de 2 años (Busch *et al.*, 1989), dependerá de las condiciones que se den según cada temporada, relacionadas con la dinámica hídrica y la disponibilidad de biomasa, estas condiciones principalmente condicionarán el área potencial de ocupación para la especie analizada. El área potencial de ocupación representa el área de terreno que puede ocupar un organismo, es decir, todo el sector de un hábitat dado que cumple con las condiciones potenciales para ser ocupada por un organismo (Gillison y Carpenter, 1992; Guisan *et al.*, 1998, Luna-Reyes *et al.*, 2015). Por lo tanto, el hecho de que se desarrollen temporadas secas o lluviosas, con el correlato de mayor o menor biomasa vegetal, determinará también el área potencial de ocupación disponible de individuos de *Ctenomys talarum*.

Las poblaciones de baja densidad de los tuco-tucos que habitan ambientes heterogéneos tienden a mostrar una distribución agrupada de individuos. Aunque los tuco-tucos son territoriales y la mayoría de los individuos residentes permanecen en el mismo territorio se puede observar un movimiento espontáneo de animales adultos dentro de la población. Estos datos sugieren una mayor movilidad de los adultos (Busch *et al.*, 1989). Por otra parte, la recuperación de los pequeños mamíferos (es decir, la abundancia) a los niveles de referencia está significativamente influenciada por el tamaño corporal. Es probable que los individuos de mayor tamaño tengan una peor performance que los individuos más pequeños en los sitios de restauración (Lawer *et al.*, 2019). De esta manera, también es posible que las poblaciones que se encuentren dentro del área perturbada se correspondan con individuos jóvenes o de talla pequeña. Se necesitan estudios poblacionales para comprender cabalmente el estado de la población dentro del sector perturbado y la composición de la misma.

De esta manera, se puede observar cómo la dinámica ecosistémica del área sigue estando incluida en la dinámica general ecosistémica a nivel de barrera. Por tal motivo, a pesar de que la perturbación local es significativa, las consecuencias ecosistémicas a nivel de barrera son más limitadas. Bajo este escenario se puede decir que el efecto de la extracción de arena es una perturbación que posee su mayor efecto en los cambios topográficos que generan y en las consecuencias asociadas a dichos cambios. Por otra parte, respecto de la función de *Ctenomys talarum*, es un hecho alentador ver que no ha sido desplazado del área por completo ya que la integridad zoológica del área impactada podría mantenerse. Sin embargo, debido a la gran pérdida de hábitat que sufrió la especie, serían necesarios estudios de captura viva para poder conocer con mayor profundidad la cantidad de individuos presentes. Cabe destacar que el tránsito de individuos está asegurado incluso a través del área impactada, con las limitaciones expresadas, pero sin atentar contra la posibilidad que los individuos se vean o excluidos o aislados dentro del sector de conservación, salvo, por supuesto, las áreas inundables presentes también en este

sector. Sin embargo, debido a las modificaciones sufridas en el área los efectos positivos producidos por *Ctenomys talarum* como ingeniero ecosistémico se ven temporalmente disminuidos pero latentes.

Lawer *et al.* (2019), revisaron la cantidad de trabajos que usaron mamíferos pequeños como bioindicadores ambientales en la recuperación de espacios utilizados para emprendimientos mineros, ningún trabajo de estas características se llevo a cabo en Sudamérica. Por lo tanto, esta investigación representaría el primer estudio sobre el efecto de la extracción de arena sobre la dinámica biológica con énfasis en un pequeño mamífero de América del Sur. En este estudio se refleja la capacidad de resiliencia de *Ctenomys talarum* a las condiciones de transformación que realiza la actividad antrópica de extracción de áridos. A pesar de la remoción del médano, con la consecuente alteración de la topografía, se observa la conservación de otras características propias del suelo, como la granulometría y la compactación, las cuales permiten que el área objeto de estudio presente un nivel de resiliencia tal que admite una recomposición del ensamble de especies vegetales. En este contexto los tuco-tucos también pueden encontrar sectores de refugio que les permiten seguir presentes en el área luego de que la explotación culminó. Se necesitan estudios futuros para determinar el alcance de este proceso de recomposición, ya que la neofoma generada en las áreas afectadas tiene la dificultad de que ocurran humedales temporarios en algunos sectores debido a la elevación episódica del acuífero freático con el consiguiente afloramiento superficial de la capa de agua.

Consideraciones finales

Queda claro que una actividad extractiva como la minería de arena genera una presión en los ambientes sobre los cuales se lleva a cabo. En el presente trabajo se ha indicado incluso las modificaciones que ha sufrido un área local particular desde el punto de vista ambiental y el compromiso relativo que eso representa para el normal desarrollo del bioindicador utilizado.

Sin embargo, en este mismo trabajo se deja constancia de que la utilización de una gestión organizativa consciente y con mirada ambiental y ecosistémica puede aminorar los efectos más adversos de la actividad extractiva. De tal modo, el problema mayor radica en encontrar ese punto de equilibrio donde la actividad se pueda desarrollar sin generar una presión ecológica sustantiva sobre el área de explotación. Es posible entonces corregir el problema de vulnerabilidad ecosistémica que produce la actividad antrópica de extracción de arena sobre el médano, con una gestión inteligente que se apoye en información científica y que entienda al hombre como parte de un entorno natural. Para eso, es necesario conocer bien las características del ambiente y las funciones que cumple.

Distintas características de la superficie del planeta están alteradas de muchas maneras, debido a la influencia humana. Una disminución del impacto antrópico generaría características geomorfológicas más consistentes con el sistema natural y en algún grado sustentables. O, desde una perspectiva de restauración, una reducción de la influencia humana serviría para reconstruir los productos del sistema natural hasta cierto punto (Martínez *et al.*, 2013). En la misma línea, estos resultados, nos obligan a repensar la capacidad de resiliencia que poseen los ecosistemas. Particularmente, que los ambientes están sometidos a distintas presiones antrópicas y que es claro que los ecosistemas no se comportan como sistemas rígidos que no pueden responder al impacto. La naturaleza posee un alto poder de resiliencia, poniendo al descubierto en estos eventos, que el problema es que las actividades humanas conllevan una presión sostenida de los

ambientes que los fuerza a permanecer en un nivel de baja conservación de biodiversidad. Sin embargo, ante la disminución de estas presiones el ecosistema responde rápidamente para aminorar los efectos adversos de la actividad antrópica.

En este marco, al recuperar la integridad de los ambientes naturales, también se recuperan las capacidades de los ecosistemas de afrontar impactos naturales. Funciones como, por ejemplo, la de sumidero, se recuperarán o al menos mejorarán. Esto nos lleva a repensar el concepto de servicio ecosistémico, ya no desde un punto de vista del rinde del mismo, sino como las funciones naturales de las cuáles nos podemos valer al permitir volver a desarrollar post disturbio estos ambientes. Es decir, que podemos considerar al servicio ecosistémico como aquellas funciones que posee el ambiente para mantener su integridad y de las cuáles nos beneficiamos los humanos también. Por lo que, por sustentabilidad podríamos entender a la explotación de un recurso sin comprometer las funciones ecosistémicas del ambiente que atraviesa la perturbación.

Es necesario cambiar el ángulo de visión sobre el uso y concepto de los ecosistemas, considerando a los mismos desde una mirada bioética ecocéntrica que contemple una armonía entre el desarrollo del hombre y la conservación del patrimonio natural. La única manera de lograr este cambio de paradigma es a través de un estudio minucioso y extenso de las características del ambiente para encontrar la manera de mantener la sustentabilidad de los ecosistemas.

De esta manera, se puede visualizar una concepción más ecocéntrica de los servicios del ecosistema que no sólo contempla los beneficios que el hombre obtiene del ambiente, sino también el cuidado y la sostenibilidad de sus elementos. Por lo tanto, se puede trabajar dentro del paradigma bioético de sustentabilidad asegurando un desempeño apropiado de distintas funciones y actividades realizadas en un ambiente.

Es momento de generar un cambio sobre la utilización de los recursos naturales donde se vea el compromiso de mantener la integridad de los distintos ambientes, de esta manera se generará una sinergia tal que será mucho más fácil sostener la biodiversidad propia de un ambiente determinado. De este modo, el paradigma ya no sería cuánto rinde un ambiente, sino hasta donde no se comprometen sus funciones esenciales.

Existen formas de mejorar el proceso extractivo. Conociendo las características ecosistémicas de las dunas, se puede vislumbrar un escenario donde la perturbación puede ser reducida a su mínima expresión. La planificación adecuada de los emprendimientos, el llevar responsablemente y con controles dicha planificación, junto con una gestión consciente de los recursos mejora significativamente la huella ambiental que dejan las actividades antrópicas.

En este caso, se puede ver que la componente principal que explica la distribución de *Ctenomys* en el área perturbada es la disminución altimétrica de la topografía, lo cual acerca la capa freática a la superficie del terreno en las zonas de extracción activa generando encharcamientos temporales de diferente extensión según el régimen de precipitación.

Este hecho implica menor disponibilidad de hábitat para las especies que habitaban el lugar previo a la explotación. Por lo tanto, se recomienda que para minimizar las consecuencias de la perturbación antrópica sobre los ecosistemas dunares se tengan en cuenta algunas cuestiones que son de suma importancia. En primer lugar, es necesario conocer bien el nivel freático en distintas condiciones de precipitación, con una muestra temporal representativa, para conocer cual es el nivel máximo que puede alcanzar el agua subterránea. Con este conocimiento se debe establecer una cota mínima de extracción adecuada que conserve una distancia prudencial entre

el nivel máximo de la capa freática, de modo que no se produzca ninguna consecuencia sobre la fauna local y el cambio definitivo de la matriz ambiental. Finalmente, la presencia de corredores biológicos reales, que conecten zonas explotadas con zonas prístinas, se presenta como una herramienta eficaz en la repoblación y en la conservación de los factores bióticos del área perturbada. Zeppelini *et al.* (2009) manifiestan la importancia de conservar vías de dispersión biológicas en este tipo de proyectos, para mejorar sus posibilidades de recuperación. Posiblemente la reserva Querandí, que se encuentra contigua a la arenera, podría colaborar con esta acción aportando vegetación nativa. Teniendo en cuenta estos lineamientos, es muy probable que para el caso de la minería de arena en dunas, se minimicen las consecuencias más negativas de esta actividad antrópica.

Estudios a futuro

Es importante destacar que este estudio representa la primera aproximación para reconocer el estado ambiental de degradación del espacio minero. Son necesarios en el futuro, más estudios para reconocer el alcance final de lo que ha sido presentado en esta tesis. Como primera medida se debe realizar un correcto estudio de comunidades para determinar el estado de la comunidad que se encuentra presente en el predio de la arenera. En el caso de *Ctenomys*, un estudio de captura y recaptura podría solventar esta situación. Asimismo permitiría analizar el nivel de estrés de los individuos, este hecho puede tener consecuencias con su desarrollo y finalmente condicionar el desarrollo de los individuos aún si las condiciones se recuperaran por completo, con lo cual se vería modificada la abundancia de la especie (Safina and Burger 1983; Gill *et al.* 1996; French *et al.* 2011).

Por otra parte, se pueden llevar a cabo un conjunto de estudios relacionados con las plantas para determinar aún más la relación con el bioindicador. Por ejemplo, se puede llevar a cabo un análisis de fitolitos en las plantas de la arenera para comparar el nivel de sílice que contiene *C. selloana* y *P. racemosum* así como un estudio de la cantidad de agua que poseen en sus tejidos ambas especies, este estudio podría determinar por qué la segunda especie de pasto posee mayor palatabilidad de parte de los tuco-tuco, de modo tal que siendo todavía predominante *C. selloana* en la arenera condicionaría la nutrición de los individuos restantes.

En relación a lo mencionado, también se puede llevar a cabo un estudio de la dinámica hídrica del ambiente para observar si la neo condición existente en la arenera, respecto de la hidrodinámica, tiene algún efecto sobre la toma de sílice de las plantas de zona. Esto podría permitir adquirir un nuevo bioindicador para el estudio de los efectos de la actividad.

De la misma manera, se puede poner a prueba la técnica de utilizar los destapes de las secciones nuevas de explotación para facilitar la recomposición de las depresiones observadas en las zonas de explotadas finalizadas. De esta manera, si la técnica funciona como se espera, la recomposición del sector explotado se produciría más rápido recuperando la cota mínima para el normal desarrollo del ecosistema con poco esfuerzo, pero manteniendo componentes naturales del área, los cuales ya son parte de la sección superficial del sedimento.

Finalmente, con motivo de una informe que realizamos para la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, donde se relevaron todas las areneras presentes en las distintas barreras medanosas de la provincia, se ha observado en campo que en muchos casos, posterior a la explotación, se producía una expansión de la distribución de *C.*

selloana. Se sabe que este es un pasto oportunista que ocupa nichos vacíos. De modo que para evitar el sobre desarrollo de esta especie en un sector post explotación, se puede analizar la semilla de esta planta considerándola como un grano de arena, para evaluar la distancia que puede viajar a través del viento y establecer cuál es la distancia que debe tener un emprendimiento minero de un pastizal de cola de zorro.

CONCLUSIONES

- El principal cambio producido por la actividad minera es el cambio topográfico del área explotada, este define la distribución de los individuos de *Ctenomys talarum* y todos los cambios subsiguientes.
- Las características del sedimento, que se encuentra en las áreas explotadas, corresponden en términos generales a las encontradas en el sector de conservación, en el área natural y en los datos de este sector que corresponden a la bibliografía.
- En base a las características del sedimento, se puede establecer que los elementos abióticos se conservan, por lo que el área es factible de recuperación desde un punto de vista sedimentológico.
- El transporte eólico dentro de la cantera proviene de la removilización de sedimentos desde los sectores N y NE.
- El material arenoso removilizado y retransportado desde dentro de la arenera es equiparable o mayor al aporte de sectores no antropizados.
- Las áreas ya explotadas aumentan su superficie inundable ante episodios de elevada precipitación como los que suceden en eventos de Niño
- El sector de conservación establecido en el plan de explotación mantiene su integridad ante los eventos de lluvia, a pesar de los pocos sectores dentro de esta área que se inundan.
- La altura de la topografía disminuye por la actividad y acerca a la superficie del terreno post explotación al techo del nivel freático creando condiciones de encharcamiento temporales en los sectores explotados, se recomienda por lo tanto realizar controles periódicos sobre la cota de este nivel.
- La mayor parte de las especies vegetales encontradas en el área son nativas, lo cual implica un buen registro de la memoria ecosistémica, pero con limitaciones en la representación de la memoria ecosistémica externa.
- La recuperación ambiental vegetal no ha terminado pero el proceso se encuentra sostenido, lo que demuestra una rápida dinámica ecosistémica.
- El transporte eólico también contribuye con el aporte de semillas que favorecen la recolonización vegetal en el área.
- La mantención de los niveles biomasa y la cobertura en todos los sectores, implica que toda el área de estudio se comporta como una unidad ecológica.
- Se puede observar también que el área de estudio se encuentra todavía bajo un proceso de estabilización ecosistémica que aún no posee un perfil fisonómico definido, pero por los ensambles vegetales encontrados, el perfil de la neofoma se orienta hacia una mixtura entre el pastizal y el humedal.
- La biomasa correspondiente a los sectores analizados presentó niveles similares a los naturales, por lo que permitiría el establecimiento del tuco-tuco en el área.

- La distribución de las poblaciones de *Ctenomys talarum* no es homogénea en los sectores explotados y sigue un patrón geométrico definido por las pistas sobreelevadas.
- Al ser el tuco-tuco una especie excavadora, es de especial relevancia que las características del sedimento que se va a retener para evitar modificaciones en su hábito excavador.
- Las áreas centrales de las pistas de laboreo son sectores donde el establecimiento de los tuco-tuco no es posible debido a la compactación del suelo, con respecto a las áreas explotadas, las zonas centrales son zonas comprometidas debido a que son zonas inundables en épocas de lluvias intensas, por lo que las áreas que siempre pueden albergar individuos de tuco-tuco son las zonas externas de las explotaciones linderas a los taludes de las pistas de laboreo.
- El papel de *C. talarum* en el reciclaje de los nutrientes es limitado, pero tiene potencialidad de un rol futuro en el ambiente en tal sentido.
- Los sectores con tuco-tuco poseen una cobertura vegetal más alta, lo que implica que los roedores se establecen en los lugares donde se existe mayor cantidad de vegetación.
- La superficie de encharcamiento define el patrón de distribución de los tuco-tuco en el área.
- La presencia de las pistas de laboreo se muestra como conectores que mantienen a las zonas externas a la perturbación, conectadas con la zona de conservación, lo que posiblemente conserva la dinámica poblacional de la especie.
- Siguiendo esta idea, al mantener la comunicación entre los sectores externos e internos no se produciría el aislamiento de comunidades de tuco-tuco.
- A pesar de la perturbación local no se independiza el área explotada de la dinámica general a nivel de barrera.
- El criterio más importante a seguir en el diseño de una explotación minera es que el piso técnico de extracción se encuentre 1 metro por encima del nivel freático evaluado en distintos puntos y durante un período de al menos dos años. Como reaseguro establecer corredores y áreas de conservación para el tránsito de animales.

BIBLIOGRAFÍA

A

- Abdennadher, A.; Ramírez, F.; Romdhane, M. S.; Ruiz, X.; Jover, L.; Sanpera, C. 2011. Little Egret (*Egretta garzetta*) as a bioindicator of trace element pollution in Tunisian aquatic ecosystems. *Environmental monitoring and assessment* 175(1-4): 677-684.
- Abdullah, M. Z. B.; Saat, A. B.; Hamzah, Z. B. 2012. Assessment of the impact of petroleum and petrochemical industries to the surrounding areas in Malaysia using mosses as bioindicator supported by multivariate analysis. *Environmental monitoring and assessment* 184(6): 3959-3969.
- Abongwa M, Martin RJ, Robertson AP (2017) A brief review on the mode of action of antinematodal drugs. *Acta Vet* 67(2):137–152. <https://doi.org/10.1515/acve-2017-0013>
- Agnolin, F., Lucero, S., Chimento, N. R., & Guerrero, E. L. (2017). Mamíferos terrestres de la costa atlántica de Buenos Aires. En: Athor, J. y Celsi, C. *La Costa Atlántica de Buenos Aires. Naturaleza y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, 139 – 180.
- Agosti, M. y Sciaky, R. 1998. Carabidocenosí dei vigneti: rapporti con le zone limitrofe ed evoluzioni nel tempo. *Natura Bresciana, Annali del Museo Cívico di Scienze Naturali, Brescia*. 31: 69-86
- Airoidi L, Balata D, Beck MW. 2008. The gray zone: relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 366:8–15. doi:10.1016/j.jembe.2008.07.034.
- Al-Bahry, S. N.; Mahmoud, I. Y.; Al-Musharafi, S. K. 2012. Antibiotic resistant bacteria used as bioindicators of environmental pollution produced by tertiary treated sewage effluent. In: 11th International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Water Pollution. Vol. 164, p. 313-321. WIT Transactions on Ecology and the Environment.
- Aldekozea, I y F. Colin, 2004. Sistematización de la Experiencia de la Conservación de la Biodiversidad en la Península de Nicoya. PNUD- Costa Rica.17 p.
- Amat, J. A. y Green, A. J. 2010. Waterbirds as bioindicators of environmental conditions. In: Schenider, M.; Hurford, C.; Cowx, Ian. (ed.). 2010 Conservation Monitoring in Freshwater Habitats. p. 45-52. Springer: Dordrecht.
- Andersen, D. C. 1987. Below-ground herbivory in natural communities: a review emphasizing fossorial animals. *The Quarterly Review of Biology*, 62(3), 261-286.
- Andersen, U.V. 1993. Dispersal strategies of Danish seashore plants. *Ecography* 16:289–298
- Anderson, A.; McCormack, S.; Helden, A.; Sheridan, H.; Kinsella, A.; Purvis, G. 2011. The potential of parasitoid Hymenoptera as bioindicators of arthropod diversity in agricultural grasslands. *Journal of Applied Ecology* 48(2), 382-390
- Antinuchi, C. D., y Busch, C. 1992. Burrow structure in the subterranean rodent *Ctenomys talarum*. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 57(3), 163-168.
- Antinuchi, C. D., Zenuto, R. R., Luna, F., Cutrera, A. P., Perissinoti, P. P., Busch, C. 2007. Energy budget in subterranean rodents: insights from the tuco-tuco *Ctenomys talarum* (rodentia: ctenomyidae) el presupuesto energético en roedores subterráneos a la luz de estudios en el tuco-tuco *Ctenomys talarum* (rodentia: ctenomyidae). *The quintessential naturalist: honoring the life and legacy of Oliver P. Pearson*, 134, 111.
- ANEFA. 2017. El Sector. Recuperado de: <http://www.aridos.org/el-sector/>
- Araújo, R.; Honrado, J.; Granja, H.; Pinho, S. y Caldas, F.B., 2002. Vegetation complexes of coastal sand dunes as an evaluation instrument of geomorphologic changes in coastline. In: *Proceedings of Littoral 2002, The Changing Coast (Porto, Portugal)*, pp. 337–339.
- Arndt, U., Fomin, A., Lorenz, S. 1996. Bio-Indikation. *Neue Entwicklungen, Nomenklatur, synökologische Aspekte*. - Verlag G. Heimbach, 308 pp.
- Austin, A. T., Yahdjian, L., Stark, J. M., Belnap, J., Porporato, A., Norton, U., ... Schaeffer, S. M. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia*, 141(2), 221-235.
- Ayala Caicedo, F.J., Valdillo Fernández, L., López Jimeno C., Aramburu Maqua M.P., Escribano Bombin M., Escribano Bombin R., 1996. Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería. Instituto Tecnológico Geo-Minero de España, Madrid

B

- Baldani, J. I. y Baldani, V. L. 2005. History on the biological nitrogen fixation research in graminaceous plants: special emphasis on the Brazilian experience. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 77(3), 549-579.
- Barbera, A., Carrasco, N., & Sarandon, S. J. (2015). Alcances y limitaciones de la aplicación del enfoque agroecológico a sistemas productivos extensivos del centrosur de la provincia de Buenos Aires. In V Congreso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA (La Plata, 2015).
- Barron-Gafford, G. A., Cable, J. M., Bentley, L. P., Scott, R. L., Huxman, T. E., Jenerette, G. D. y Ogle, K. 2014. Quantifying the timescales over which exogenous and endogenous conditions affect soil respiration. *New Phytologist*, 202(2), 442-454.
- Beck, H., Zimmermann, N., McVicar, T., Vergopolan, N., Berg, A. y Wood, E. 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Sci Data* 5(1), 1 – 12 .
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. 2006. *Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Boston, MA.
- Bengtsson, J., Angelstam, P., Elmqvist, T., Emanuelsson, U., Folke, C., Ihse, M., Moberg, F., Nyström, M., 2003. Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio* 32, 389-397.
- Bennett, A.F. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. San José, CR, UICN. 278 p
- Benseny, G. 2011. La valorización turística de la costa atlántica. El surgimiento de Villa Gesell, Argentina. *Aportes y Transferencias*, 15(2), 79-102.
- Bértola, G., Leggiero, J., Martínez, G., del Río, L., 2018. La provisión de arenas en la costa atlántica de la Provincia de Buenos Aires (Argentina): áridos naturales y de trituración. V Congreso Nacional de Áridos. Santiago de Compostela. 12 pp.
- Bértola G., Farenga, M., Fernández, J., Taverna, B., Antenucci, D. y Del Río, J. 2020. 355 Aprovechamiento sustentable de áridos dunarios en el Sudeste de la Provincia de Buenos Aires. 356 Actas del XII Congreso Argentino de Geología Económica. De Barrio (ed). CABA. Asociación 357 Argentina de Geólogos Economistas (AAGE). 12 pp.
- Bértola, G. R., Farenga, M., Taverna, B., Antenucci, D., y del Río, J. L. 2021. Riesgo geomorfológico de médanos migrantes: minimización mediante la extracción de áridos en arenas verdes, municipio de Lobería (Buenos Aires). *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, (47), 31-42.
- Bértola, G. R., Taverna, B. D., Mantecón, C. L., Antenucci, D., Piantanida, F. y del Río, J. L. 2021. Manual de buenas prácticas mineras. Editorial EUDEM. Mar del Plata.
- Bertonecello, R. 1992. Configuración socio-espacial de los balnearios del Partido de la Costa (Provincia de Buenos Aires). Instituto de Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Buenos Aires.
- Bilenca, D. y Miñarro, F. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Blott, S. y Pye, K., 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26, 1237-1248.
- Bocanegra, J. E. M. 2007. Actualización del componente Meteorológico del modelo institucional del IDEAM sobre el efecto climático de los fenómenos El Niño Y La Niña en Colombia. Instituto De Hidrología, Meteorología Y Estudios Ambientales, IDEAM - Subdirección de Meteorología.
- Braccacini, O.I. 1980. Cuenca del Salado. En: Leanza AF (ed) *Geología regional Argentina*. Edit, Academia Nacional de Ciencias Córdoba, pp 407-417
- Bradford, J., 1986. Penetrability, in: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 1—Physical and Mineralogical Methods*. Am. Soc. of Agron. Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI, USA, pp. 463-478.
- Braun-Blanquet, J. 1932. *Plant sociology: the study of plant communities*. McGraw-Hill Publications in the Botanical Sciences. New York.
- Brown, L. N. 1997. *A Guide to the Mammals of the Southeastern United States*. Univ. of Tennessee Press. pp. 108
- Buchori, D., Rizali, A., Rahayu, G. A., y Mansur, I. 2018. Insect diversity in post-mining areas: Investigating their potential role as bioindicator of reclamation success. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 19(5), 1696-1702.

- Buffenstein, R., 2000. Ecophysiological responses of subterranean rodents to underground habitats, in: Lacey, E.A., Patton, J.L., Cameron, G.N. (Eds.), *Life underground: the biology of subterranean rodents* University of Chicago Press, Chicago, Illinois, pp. 62-110.
- Busch, C., Antinuchi, C. D., Del Valle, J. C., Kittlein, M. J., Malizia, A. I., Vassallo, A.I. Zenuto, R. R. 2000. Population ecology of subterranean rodents. In: *Life underground*. Edited by E.A. Lacey, J.L. Patton, and G.N. Cameron. University of Chicago Press, Chicago. pp. 183-226

C

- Caballé, M. y Bravo Almonacid, M. (2006). Minería costera. Manual de Manejo de Costero para la Provincia de Buenos Aires. Universidad Nacional de Mar del Plata, EUDEM (ed.), 113.
- Cabrera, A. L. 1936. Apuntes sobre la vegetación de las dunas de Juancho. *Notas del Museo de La Plata, Bot.* 8: 207–236.
- Cabrera, A. L. 1941. Las comunidades vegetales de las dunas costaneras de la provincia de Buenos Aires. Publicaciones técnicas DAGI, tomo I, nº2 :3-43.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, fascículo 1.
- Cabrera, A. L., y Willink, A. 1973. Biogeografía de América latina. Secretaría General de la Organización de Estados Americanos, Washington. *Serie Biología, Monografía* 13.
- Cameron, G. N. 2000. Community ecology of subterranean rodents, in: Lacey, E.A., Patton, J.L., Cameron, G.N. (Eds.), *Life underground: the biology of subterranean rodents* University of Chicago Press, Chicago, Illinois, pp. 227-256.
- Camilloni, I. A. (2018). Argentina y el cambio climático. *Ciencia e Investigación*, 68(5): 5-10.
- Camin, S., Madoery, L. y Roig, V. 1995. The burrowing behavior of *Ctenomys mendocinus* (Rodentia). *Mammalia* 59, 9-18.
- Campos, C. M., Tognelli, M. F., y Ojeda, R. A. 2001. *Dolichotis patagonum*. *Mammalian species*, 1-5.
- Carver, R. I. 1971. *Procedures in sedimentary petrology*. Wiley-Interscience. 653 pp.
- Celsi, C. E. y Monserrat, A. L. 2008 a. Vascular plants, coastal dunes between Pehuén-có and Monte Hermoso, Buenos Aires, Argentina. *Checklist*, 4(1):37-46.
- Celsi, C. E., y Monserrat, A. L. 2008 b. La vegetación dunícola en el frente costero de la Pampa Austral (Partido de Coronel Dorrego, Buenos Aires). *Multequina*, 17(2), 73-92.
- Celsi, C. 2016. La vegetación de las dunas costeras pampeanas. En: Athor, J. y Celsi, C. *La Costa Atlántica de Buenos Aires. Naturaleza y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, 116-138.
- Chapin, F. S., Walker, B. H., Hobbs, R. J., Hooper, D. U., Lawton, J. H., Sala, O. E. y Tilman, D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science*, 277(5325), 500-504.
- Chebez, J. C. 2005. *Guía de las Reservas Naturales de la Argentina (Vol. 3)*. Editorial Albatros.
- Cheng, L. y Fuchigami, L.H. 1997. Regrowth performance of apple nursery plants in relation to reserve and current uptake nitrogen. *Annual Progress Report for Washington Tree Fruit Research Commission, Northwest Nursery Improvement Institute, Oregon Association of Nurserymen*, pp 14–21.
- Chimento, N. R., Agnolin, F. L., Guerrero, E. L., López, A. M., y Lucero, R. F. 2012. Nuevos registros de aves y consideraciones sobre la extensión geográfica de los talares al sur de la provincia de Buenos Aires. *Nótulas Faunísticas*, 89, 1-12.
- Cicchino, A. C. 2006. Diversidad de Carábidos (Insecta, Coleoptera, Carabidae) de un talar joven de la Laguna Nahuel Rucá, partido de mar chiquita, provincia de Buenos Aires. *Talares bonaerenses y su conservación*, 137-145.
- Codignotto, J. O. y M. L. Aguirre. 1993. Coastal Evolution, Changes in Sea Level and Molluscan Fauna in Northeastern Argentina during the Late Quaternary. *Marine Geology*, 110: 163-175.
- Codignotto, J.O., 1997: Geomorfología y dinámica costera (Geomorphology and coastal dynamics). En: Boschi, E.E. (ed.). *El Mar Argentino y Sus Recursos Pesqueros*. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 1, 89–105
- Codignotto, J. O. 2004. Capítulo 2.1. Erosión Costera; pp 90-111 en: *Peligrosidad Geológica en Argentina (metodología de análisis y mapeo. Estudio de casos)*.

- Colwell, R. K. y Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 101-118.
- Comparatore, V. M., Cid, M. S., Busch, C. 1995. Dietary preferences of two sympatric subterranean rodent populations in Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 68, 197-206.
- Contreras, J. R. 1973. El tuco-tuco y sus relaciones con los problemas del suelo en la Argentina. *Instituto Investigaciones Agropecuarias*, 29:14-36
- Cutrera, A. P., Mora, M. S., Antenucci, C. D. y Vassallo, A. I. 2010. Intra-and interspecific variation in home-range size in sympatric tuco-tucos, *Ctenomys australis* and *C. talarum*. *Journal of Mammalogy*, 91(6), 1425-1434.

D

- Dadón, J. R. 2005. Historia ambiental y turismo en la costa bonaerense: De playas, vacaciones y ecología. *Todo es Historia*, 450, 54-62.
- Davis, A. L., Van Aarde, R. J., Scholtz, C. H. y Delport, J. H. 2003. Convergence between dung beetle assemblages of a post-mining vegetational chronosequence and unmined dune forest. *Restoration Ecology*, 11(1), 29-42.
- de Bello, F. 2006. Consecuencias de cambios de presión ganadera sobre la estructura de la vegetación a lo largo de gradientes climáticos. *Revista Ecosistemas*, 15(2).
- Del Río, J. L., Massone, H. y Cionchi, J. 1995. Mapa geomorfológico. Del Río, J. L.; Bó, M. J., Martínez Arca, J. y Bernasconi, M. V. (coords.) *Carta Ambiental del Partido de General Pueyrredón*, 1, 33-40.
- del Río, J. L.; Piantanida, F.; Antenucci, D.; Molina, H. D.; Cicchino, A.; Denisienia, N.; Martínez, G. A.; Taverna, B. D.; Farenga, M.; Y Lupo, S., 2017. Huella geomorfológica de actividades mineras en las dunas de la barrera oriental de la costa atlántica bonaerense: relación con otras actividades. III Congreso Argentino de Áridos. 15 al17 de noviembre de 2017.
- del Río, J. L.; Antenucci, D.; Martínez, G.; Bértola, G.; Osterrieth, M.; Bocanegra, E.; Mantecón, C. L.; Cicchino, A.; Taverna, B. D.; Piantanida, F.; Fernández Honaine, M.; Bó, M. J.; Camino, M.; Lupo, S. 2018. Análisis de los impactos ambientales y desarrollo de criterios de sustentabilidad ambiental para las explotaciones de áridos naturales del sistema de dunas aplicables al desarrollo urbano e infraestructura de las ciudades de la costa atlántica bonaerense. Informe Final CIC. En prensa.
- Del Valle, J. C., Lohfelt, M. I., Comparatore, V. M., Cid, M. S., Busch, C. 2001. Feeding selectivity and food preference of *Ctenomys talarum* (tuco-tuco). *Mammalian Biology*, 66(3), 165-173.
- Du Toit, J., Jarvis, J., Louw, G., 1985. Nutrition and burrowing energetics of the Cape mole-rat *Georchuscapensis*. *Oecologia* 66, 81-87.

E

- Edwards JS. 1988. Life in the allobiosphere. *Trend Eco Evol* 3: 111-114
- Ehrenfeld. J. G. 1990. Dynamics and processes of barrier-island vegetation. *Rev AquatSci* 2:437-480.
- Elmqvist, T., Rainey, W. E., Pierson, E. D. and Cox, P. A. 1994. The effects of two tropical cyclones on a lowland rain forest in Samoa. *Biotropica* 26, 384-391.

F

- Fanjul, M.S., Cutrera, A.P., Luna, F., Schleich, C.E., Brachetta, V., Antenucci, C.D. y Zenuto, R.R. 2021. Ecological Physiology and Behavior in the Genus *Ctenomys*. In: Freitas, T.R.O.d., Gonçalves, G.L., Maestri, R. (eds) *Tuco-Tucos*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-61679-3_11
- Faggi, A., Perepelizin, P., Dadon, J. 2010. South Atlantic tourist resorts: Predictors for changes induced by afforestation. *Urban Biodiversity and Design*, 363-379.
- Faggi, A. M. y Dadon, J. 2010. Vegetation changes associated to coastal tourist urbanizations. *Multequina*, (19), 53-75.
- Faggi, A. y Dadon, J., 2011. Temporal and spatial changes in plant dune diversity in urban resorts. *J. Coast. Conserv.* 15, 585-594.

- Farina, J. L., Romero, M. D., Martino, N. S. 2002. Observaciones sobre artrópodos troglófilos de las galerías de *Ctenomys talarum* Thomas, 1898 (Caviomorpha, Octodontidae) en el sur de la Provincia de Buenos Aires. Actas V Congreso Argentino de Entomología, Buenos Aires.
- Farina, J. L. 2006. Insectos asociados al tala (*Celtis tala*), en el límite sur del espinal. E, Mérida J Althor Talares bonaerenses y su conservación, Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Universidad Maimónides, BuenosAires, 166-172.
- Farina, J. L. y Cicchino, A. C. 2016. Una excursión entomológica por la costa atlántica bonaerense. La costa atlántica de Buenos Aires. Naturaleza y patrimonio cultural. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires, 281-323.
- Fernández Montoni, M. V., Honaine, M. F., del Río, J. L. 2014. An Assessment of Spontaneous Vegetation Recovery in Aggregate Quarries in Coastal Sand Dunes in Buenos Aires Province, Argentina. *Environmental management*, 54(2), 180-193
- Fitzpatrick, E. A. 1980. Soils: their formation, classification and distribution. London: Longman. 353 pp.
- Folk, R.L. y Ward, W.C., 1957. Brazos River bar [Texas]; a study in the significance of grain size parameters. *J. Sediment. Res.* 27, 3-26.
- Forte, L. M. 2017. Análisis de las variaciones espacio-temporales de los procesos geomorfológicos y los riesgos naturales asociados.
- Franklin, J.F. y MacMahon, J.A. 2000. Messages from a mountain. *Science* 288, 1183–1184
- French S.S., González-Suárez M., Young J.K., Durham S., Gerber L.R. 2011. Human disturbance influences reproductive success and growth rate in California sea lions (*Zalophus californianus*) PLoS One. 6:e17686.
- Füreder, L. y Reynolds, J.D. 2003. Is *Austroptomobius pallipes* a good bioindicator?. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 370-371: 157-163.

G

- Galiano, D., Kubiak, B. B., Overbeck, G. E., de Freitas, T. R. 2014. Effects of rodents on plant cover, soil hardness, and soil nutrient content: a case study on tuco-tucos (*Ctenomys minutus*). *Acta Theriologica*, 59(4), 583-587.
- Galiano, D., Kubiak, B. B., Menezes, L. S., Overbeck, G. E., de Freitas, T. R. 2016. Wet soils affect habitat selection of a solitary subterranean rodent (*Ctenomys minutus*) in a Neotropical region. *Journal of Mammalogy*, 97(4), 1095-1101.
- Gallego Valcarce, E. y Valdillo Fernández, L. 1992. Reclaiming areas degraded by mining operations. In Cendrero, Luttig & Wolf (eds). *Planing the use of the Earth surface*. Springer Verlag, Berlin, 247 pp.
- Giannoni, S.M., Borghi, C.E., Roig, V.G., 1996. The burrowing behavior of *Ctenomys eremophilus* (Rodentia, Ctenomyidae) in relation with substrate hardness. *Mastozool. Neotrop.* 3, 161-170.
- Gill J.A., Sutherland W.J., Watkinson A.R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *Journal of Applied Ecology* 33:786–792.
- Gillison, A. N. y Carpenter, G. 1992. A regional sampling strategy for natural resource inventories within the Wet Tropics World Heritage Area. Unpublished report to Wet Tropics Management Agency, Cairns, Queensland.
- Golinski, M., Bauch, C., Arland, M. 2008. The effects of endogenous ecological memory on population stability and resilience in a variable environment. *Ecol. Model.*, 212, 334–341.
- González Elizondo, M., Jurado Ybarra, E., González Elizondo, S., Aguirre Calderón, Ó. A., Jiménez Pérez, J., Nívar Cháidez, J. D. J. 2003. Cambio climático mundial: origen y consecuencias. *Ciencia uanl*, 6(3) 377-385.
- Grant, W. y McBrayer, J., 1981. Effects of mound formation by pocket gophers (*Geomys bursarius*) on old-field ecosystems. *Pedobiologia* 22, 21-28.
- Guerrero, E. L., y Agnolin, F. L. 2016. Recent changes in plant and animal distribution in the southern extreme of the Paranaense biogeographical province (northeastern Buenos Aires province, Argentina): Ecological responses to climate change?. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 18(1), 75-83.
- Guisan, A., Theurillat, J. P. y Kienast, F. 1998. Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *Journal of Vegetation Science*, 9(1), 65-74.

H

- Haene, E. 2006. Caracterización y conservación del talar bonaerense. En: Mérida, E. y J. Athor (eds.). Talares bonaerenses y su conservación. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires, pp. 46-70.
- Hansell, M., 1993. The ecological impact of animal nests and burrows. *Funct. Ecol.* 7, 5-12.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, UK
- Hawksworth, D. L. 1992. Litmus tests for ecosystem health: the potential of bioindicators in the monitoring of biodiversity. In M. S. Swaminathan & W. S. Jana (eds.). *Biodiversity: Implications for global food security*. Madras, Macmillan, India, 184- 204 pp.
- Hesp, P.A., 1991. Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes. *J. Arid Environ.* 21, 165-191.
- Hickman, G.C., 1985. Surface-mound formation by the Tuco-tuco, *Ctenomys fulvus* (Rodentia: Ctenomyidae), with comments on earth-pushing in other fossorial mammals. *J. Zool.* 205, 385-390.
- Hilty, J. y Merenlender, A. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92: 185-197.
- Huntly, N. e Inouye, R. 1988. Pocket gophers in ecosystems: patterns and mechanisms. *Bioscience* 38, 786-793.
- Huntly, N. y Reichman, O. 1994. Effects of subterranean mammalian herbivores on vegetation. *J. Mammal.* 75, 852-859.
- Huxman, T.E., Cable, J.M., Ignace, D.D., Eilts, J.A., English, N.B., Weltzin, J., Williams, D.G. 2004. Response of net ecosystem gas exchange to a simulated precipitation pulse in a semi-arid grassland: the role of native versus non-native grasses and soil texture. *Oecologia* 141, 295-305.

I

- Inglett, P., Reddy, K., Corstanje, R., 2005. Anaerobic soils, in: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Academic Press Inc., Waltham MA,USA, pp. 71-78.
- Iribarne, O.; Bachmann, S.; Canepuccia, A.; Comparatore, V.; Farias, A.; Isacch, J. P.; Moreno, V. y Vega, L. 2001. Recomendaciones para el manejo y conservación de la Reserva Mar Chiquita. *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas*, 311-318.
- Isaach, J. P., y Martínez, M. M. 2003. Habitat use by non-breeding shorebirds in flooding pampas grasslands of Argentina. *Waterbirds*, 26(4), 494-500.
- Isacch, J. P., y Cardoni, D. A. 2011. Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding Pampas. *The Condor*, 113(4), 724-734.
- Isla, F. I. 1997. Seasonal behaviour of Mar Chiquita tidal inlet in relation to adjacent beaches, Argentina. *Journal of Coastal Research*, 1221-1232.
- Isla, F. I., Bértola, G. R., Farenga, M. O., Serra, S. B., & Cortizo, L. C. 1998. Villa Gesell: un desequilibrio sedimentario inducido por fijaciones de médanos. *Revista de la Asociación Argentina de Sedimentología*, 5(1), 41-51.
- Isla, F., Cortizo, L. y Turno Orellano, H., 2001. Dinámica y Evolución de las Barreras Medanosas, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 2(1):73-83
- Isla, F.I. y Bértola, G. R. 2005. Litoral Bonaerense. *Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino*. La Plata, 2005. Cap.XVI:265-276
- Isla, F. I. y Bujalesky, G. G. 1995. Tendencias evolutivas y disponibilidad de sedimento en la interpretación de formas costeras: Casos de estudio de la costa argentina. *Revista de la Asociación Argentina de Sedimentología*, 2(1-2), 75-89.
- Isla, F. I. y Fasano, J. L. 1987. Arenales litorales de la Provincia de Buenos Aires: recurso minero o recurso ambiental. In *Congreso Geológico Argentino*. 10 (pp. 79-82).
- IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo*. Primera actualización 2007. *Informes Sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103*. FAO, Roma

J

- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373-386.
- Juárez, V. e Isla, F. 1999. Evolución histórica del núcleo urbano de Villa Gesell. *Revista Geográfica*, 49-60.
- Junco, M., Iglesias, L. E., Sagués, M. F., Guerrero, I., Zegbi, S., y Saumell, C. A. 2021. Effect of macrocyclic lactones on nontarget coprophilic organisms: a review. *Parasitology Research*, 120(3), 773-783.
- Jungerius, P. y van der Meulen, F. 1988. Erosion processes in a dune landscape along the Dutch 420 coast. *Catena* 15(3-4):217-228.

K

- Kacoliris, F.; Williams, J. Di Pietro, D. 2016. Herpetofauna de las dunas costeras bonaerenses. En: Athor, J. y Celsi, C. (Eds.) La Costa Atlántica de Buenos Aires. Fundación Azara de Historia Natural. Pp 234 – 251.
- Kouas, S., Labidi, N., Debez, A., y Abdelly, C. 2005. Effect of P on nodule formation and N fixation in bean. *Agronomy for Sustainable Development*, 25(3), 389-393.
- Kruse, E. y Carretero, S. 2010. Aguas Subterráneas en el sector norte del Partido de la Costa. En: Isla, F. I. y Lasta, C. (Eds). Manual de Manejo de Barreras Medanosas de la Provincia de Buenos Aires. Editorial de la Universidad Nacional de Mar del Plata, EUDEM. ISBN 978-987-1371-52-5.

L

- Laing, R., Gillan, V., Devaney, E. 2017. Ivermectin – old drug, new tricks? *Trends Parasitol* 33(6):463–472. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2017.02.004>
- Lara, N., Sassi, P., Borghi, C. E., 2007. Effect of herbivory and disturbances by tuco-tucos (*Ctenomys mendocinus*) on a plant community in the southern Puna Desert. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 39, 110-116.
- Larreche, J. I. 2016. Turismo de segunda residencia: la segunda oportunidad. El caso de Pehuen C6, Partido de Coronel Rosales, Provincia de Buenos Aires.
- Lawer, E. A., Mupepele, A. C., Klein, A. M., 2019. Responses of small mammals to land restoration after mining. *Landsc. Ecol.* 34, 473-485.
- Lawton, J. H. 1994. What do species do in ecosystems?. *Oikos*, 367-374.
- León, R. J. C., Rusch, G. M., Oesterheld, M. 1984. Pastizales pampeanos-impacto agropecuario. *Phytocoenologia*, 201-218.
- Leuschner, C. y Ellenberg, H., 2017. Sand Dunes and Their Vegetation Series, in: Leuschner, C., Ellenberg, H. (Eds.), *Ecology of Central European Non-Forest Vegetation: Coastal to Alpine, Natural to Man-Made Habitats*. Springer, pp. 63-115.
- Lithgow, D., Martínez, M., Gallego-Fernández, J., Hesp, P., Flores, P., Gachuz, S., Rodríguez-Revelo, N., Jiménez-Orocio, O., Mendoza-González, G., Álvarez-Molina, L., 2013. Linking restoration ecology with coastal dune restoration. *Geomorphology* 199, 214-224.
- Lovegrove, B., 1989. The cost of burrowing by the social mole rats (Bathyergidae) *Cryptomys damarensis* and *Heterocephalus glaber*: the role of soil moisture. *Physiol. Zool.* 62, 449-469.
- Luna, F., Antinuchi, C.D., Busch, C., 2002. Digging energetics in the South American rodent *Ctenomys talarum* (Rodentia, Ctenomyidae). *Can. J. Zool.* 80, 2144-2149.
- Luna, F. y Antinuchi, C.D. 2006. Cost of foraging in the subterranean rodent *Ctenomys talarum*: effect of soil hardness. *Can. J. Zool.* 84, 661-667.
- Luna-Reyes, R., Pérez-López, P. E., García-Jiménez, M. A., Jiménez-Lang, O., Gutiérrez-Morales, O. S., Cundapí-Pérez, C., De Coss Villatoro, J. E., Caloca Peña, L. J., Pérez-Sánchez, J. E. y Rivera Serrano, A. 2015. Registros adicionales recientes, distribución potencial y notas sobre el hábitat y ecología de la salamandra saltarina negra *Ixalotriton niger* (Caudata: Plethodontidae). *Lacandonia*, 9(1), 65-78.
- Lundberg, J. y Moberg, F. 2003. Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems*, 6, 87–98.

M

- Majer, J.D. 1992. Ant recolonisation of rehabilitated bauxite mines of Pocos de Caldas, Brazil. *J Tropical Ecol* 8: 97-108.
- Malizia, A. I., Vassallo, A. I., y Busch, C. 1991. Population and habitat characteristics of two sympatric species of *Ctenomys* (Rodentia: Octodontidae). *Acta Theriologica*, 36(1-2), 87-94.
- Malizia, A. I., Kittlein, M. J., Busch, C. 2000. Influence of the subterranean herbivorous rodent *Ctenomys talarum* on vegetation and soil. *Zeitschrift fur Saugetierkunde*, 65(3), 172-182.
- Marcomini, S. C., y López, R. 2006. Geomorfología costera y explotación de arena de playa en la provincia de Buenos Aires y sus consecuencias ambientales. *Revista Brasileira de geomorfología*, 7(2).
- Marcomini, S., López, R., Picca, P., Madanes, N., y Bertolin, L. 2011. Cambios en la vegetación en costas de dunas y su influencia en el balance sedimentario. *Problemática de los Ambientes Costeros, Sur de Brasil, Uruguay y Argentina*. Croquis, Buenos Aires, 193-205.

- Mares, M. y Hulse, A., 1977. Patterns of some vertebrate communities in creosote bush deserts, in: Simpson, B.B. (Ed.), *Creosote Bush: Biology and Chemistry of Larrea in New World Deserts*. Dowden, Hutchinson and Ross, Inc., Pennsylvania, pp. 209-226.
- Martínez, M.L., Hesp, P.A., Gallego-Fernández, J.B. 2013. Coastal dunes: human impact and need for restoration. In: Martínez, M.L., Gallego-Fernández, J.B., Hesp, P.A. (Eds.), *Coastal Dune Restoration*. Springer Verlag, Germany, pp. 1–14 (Chapter 1)
- Martino, N. S., Zenuto, R. R., Busch, C. 2007. Nutritional responses to different diet quality in the subterranean rodent *Ctenomys talarum* (tuco-tucos). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 147(4), 974-982.
- McGeoch, M. A. y Chown, S. L. 1998. Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 46–47.
- McMichael, B.L. y J.J. Burke. 1998. Soil temperature and root growth. *Hort Science* 33:947–951.
- Miller, T. E., Gornish, E. S., & Buckley, H. L. 2010. Climate and coastal dune vegetation: disturbance, recovery, and succession. *Plant ecology*, 206(1), 97.
- Monserrat, A.L. 2010. Evaluación del estado de conservación de dunas costeras: dos escalas de análisis de la costapampeana Monserrat. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Universidad de Buenos Aires. 235pp.
- Monserrat, A. L.; Celsi, C. E., Fontana, S. L. 2012. Coastal Dune Vegetation of the Southern Pampas (Buenos Aires, Argentina) and Its Value for Conservation. *Journal of Coastal Research*, 28(1):23-35.
- Mora, M. S., Lessa E. P., Cutrera, A. P., Kittlein, M. J., Vassallo A. I. 2007. Phylogeographical structure in the subterranean tuco-tuco *Ctenomys talarum* (Rodentia: Ctenomyidae): contrasting the demographic consequences of regional and habitat-specific histories. *Molecular Ecology*, 16(16): 3453-3465
- Morello, J.H., Buzai, G.D., Baxendale, C., Rodríguez, A., Matteucci, S., Godagnone, R., Casas, R. 2000. Urbanización y consumo de tierra fértil. *Ciencia Hoy* 10, 50-61.
- Mun, H. T. y Whitford, W. G. 1998. Changes in mass and chemistry of plant roots during long-term decomposition on a Chihuahuan Desert watershed. *Biology and Fertility of Soils* 26:16–22.
- Muñoz Reinoso, J.C. 2004. Diversity of Maritime Juniper Woodlands. *Forest Ecology and Management*, 192: 267-276.

N

- Nevo, E. 1999. Mosaic evolution of subterranean mammals: regression, progression, and global convergence. Oxford University Press, Oxford.
- Nordstrom, K.F. 2008. Beach and dune restoration. Cambridge University Press, Cambridge.
- Noy-Meir, I., 1974. Desert ecosystems: higher trophic levels. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5, 195-214.

O

- Ogle, K., Barber, J. J., Barron-Gafford, G. A., Bentley, L. P., Young, J. M., Huxman, T. E., Loik, M. E., Tissue, D. T. 2015. Quantifying ecological memory in plant and ecosystem processes. *Ecology letters*, 18(3), 221-235.

P

- Parker, G., 1979. Geología de la planicie costera entre Pinamar y Mar de Ajó, pcia. de Bs. As. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 34:167-183.
- Parker, G., Paterlini, C., Violante, R., Costa, I., Marcolini, S., Cavalotto, J. 1999. Descripción geológica de la Terraza Rioplatense (Plataforma Interior Nordbonaerense). Servicio Geológico Minero Argentino, Boletín Nº 273. Buenos Aires.
- Parker, G. y Violante, R. A. 1989. Geología y Geomorfología. Regiones I y II. Punta Rasa - Faro Querandí. Provincia de Buenos Aires. Convenio Consejo Federal de Inversiones y Servicio de Hidrografía Naval, Informe final. 141 pp.
- Parodi, L. R. 1940. Los bosques naturales de la Provincia de Buenos Aires. *An. Acad. Nac. Cien. Ex. Fís. y Nat. Bs. As.*, 7, 79-90.
- Passega, R., 1957. Texture as characteristic of clastic deposition. *AAPG Bulletin* 41, 1952-1984.
- Pearson, O.P., 1959. Biology of the subterranean rodents, *Ctenomys*, in Peru. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima.

- Peng, Q., Xie, S. P., Wang, D., Zheng, X. T., Zhang, H. 2019. Coupled ocean-atmosphere dynamics of the 2017 extreme coastal El Niño. *Nature communications*, 10(1), 1-10.
- Peterson, G. D. 2002. Contagious disturbance, ecological memory, and the emergence of landscape pattern. *Ecosystems*, 5(4), 329-338.
- Pretelli, M. G., Isacch, J. P., & Cardoni, D. A. 2016. Diversidad y conservación de aves de los pastizales de la costa de la provincia de Buenos Aires. En: Athor, J. y Celsi, C. La costa atlántica de Buenos Aires: naturaleza y patrimonio cultural. Fundación Félix de Azara, Buenos Aires, 181-203.
- Philander, S. G. H. 1985. El Niño and La Niña. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 42(23), 2652-2662.
- Platt, W. J. 1975. The colonization and formation of equilibrium plant species associations on badger mounds in a tall-grass prairie. *Ecol. Monogr.* 45, 285-305.
- Polis, G.A., Anderson, W.B., Holt, R.D. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology. The dynamics of spatially subsidised food webs. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 28, 289–316.
- Power, M.E., Tilman, D., Estes, J.A., Menge, B.A., Bond, W.J., Mills, L.S., Daily, G., Castilla, J.C., Lubchenco, J., Paine, R.T., 1996. Challenges in the quest for keystones: identifying keystone species is difficult—but essential to understanding how loss of species will affect ecosystems. *Bioscience* 46, 609-620.
- Pretelli, M. G.; Isacch, J. P. y Cardoni, D. A. 2016. Diversidad y conservación de aves de los pastizales de la costa de la provincia de Buenos Aires. En: Athor, J. y Celsi, C. La Costa Atlántica de Buenos Aires. Fundación Azara de Historia Natural. Pp. 181 – 203.

R

- Ramírez, I. J. y Briones, F. 2017. Understanding the El Niño costero of 2017: The definition problem and challenges of climate forecasting and disaster responses. *International Journal of Disaster Risk Science*, 8(4), 489-492.
- Rancati, S. 1996. La carabidofauna Della golena del Po cremonese. *Pianura* 8: 95-116.
- Reichman, O. y Seabloom, E.W., 2002. The role of pocket gophers as subterranean ecosystem engineers. *Trends Ecol. Evol.* 17, 44-49.
- Reig, O. A., Busch, C., Ortells, M. O., Contreras, J. R. 1990. An overview of evolution, systematics, population biology, cytogenetics, molecular biology and speciation in *Ctenomys*. *Prog. Clin. Biol. Res.* 335, 71.
- Resh, V. H. y Rosenberg, D. M. (Eds.). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* (No. 504.4 FRE). New York, NY, USA: Chapman & Hall.
- Riebeek, H. 2005. The Rising Cost of Natural Hazards. NASA Earth Observatory. <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/RisingCost/>
- Ringuelet, R. y Aramburu, R. H. 1957. Enumeración sistemática de los vertebrados de la provincia de Buenos Aires (No. 596.098212). Buenos Aires (Argentina: Provincia).
- Ringuelet, R. A. 1961. Rasgos fundamentales de la zoogeografía de la Argentina. *Physis*, 22(63), 151-170.
- Rojas-Araya, M., Campos-Ortiz, M., Alpizar-Vaglio, E., Bravo-Chacón, J., Córdoba-Muñoz, R. 2003. El cambio climático y los humedales en Centroamérica: Implicaciones de la variación climática para los ecosistemas acuáticos y su manejo en la región. ISBN 9968-743-78-X.

S

- Safina C. y Burger J. 1983. Effects of human disturbance on reproductive success in the black skimmer. *The Condor* 85:164–171.
- Salazar Lea Plaza, J. C. y Moscatelli. G. 1989. Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos Aires. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- Sánchez Caro, L., Carretero, S. C., Gaspari, F. J., & Rodríguez Vagaría, A. M. (2020). Disminución de la disponibilidad de agua potable por expansión de la forestación, en el sector costero oriental de la provincia de Buenos Aires, Argentina. In Xth International Conference of Production Research-Americas”(ICPR-Americas 2020)(Modalidad virtual, 9 al 11 de diciembre de 2020).
- Schaal, B. A. y Leverich, W. J. 1982. Survivorship patterns in an annual plant community. *Oecologia*, 54(2), 149-151.
- Schaefer, V. 2009. Alien invasions, ecological restoration in cities and the loss of ecological memory. *Restoration Ecology*, 17(2), 171-176.

- Schenkel, C. A., Oliva, G. E., Paredes, P. N., Humano, G., & Ferrante, D. (2021). Cartografía de un nuevo Modelo de Estados y Transiciones de la Estepa Magallánica Seca en la Patagonia argentina. Asociación Argentina de Ecología.
- Schnack E. J., J. L. Fasano y F. I. Isla. 1982. The evolution of Mar Chiquita lagoon, Province of Buenos Aires, Argentina. En: Colquhoun, D. J. (ed.) Holocene Sea-Level Fluctuations: Magnitudes and Causes. IGCP 61, Univ. S. Carolina, Columbia, SC, 143 – 155.
- Schnack, E. J., Alvarez, J., Cionchi, J. L. 1983. El carácter erosivo de la línea de costa entre Mar Chiquita y Miramar, Provincia de Buenos Aires. UNMDP (ed.). Oscilaciones del nivel del mar durante el último hemisiclio deglacial en la Argentina. Actas: 118-129.
- Selden, V. y Putz, F. E. 2022. Root cropping by pocket gophers. *Current Biology*, 32(13), R734 - R735
- Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Second Edition. 1999. Agriculture Handbook. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. (436): 886 pp.
- Soriano, A., León R. J. C., Sala O. E., Lavado R. S., Deregibus V. A., Cauhépé M. A., Scaglia O. A., Velázquez C. A. y Lemcoff J. H. 1991. Río de la Plata grasslands. En: Coupland, R. T. (Ed.) *Ecosystems of the world 8ª*, Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere, Elsevier, New York, pp. 367 – 407.
- Soriano, A. 1992. Río de la Plata grasslands. *Natural grasslands: introduction and Western Hemisphere*, 367-407.
- Stallins, J.A. y Parker, R.J. 2003. The influence of complex systems interactions on barrier island dune vegetation pattern and process. *Ann Assoc Am Geogr* 93:13–29.

I

- Thompson, J.N., Reichman, O., Morin, P.J., Polis, G.A., Power, M.E., Sterner, R.W., Couch, C.A., Gough, L., Holt, R., Hooper, D.U., 2001. *Frontiers of Ecology: As ecological research enters a new era of collaboration, integration, and technological sophistication, four frontiers seem paramount for understanding how biological and physical processes interact over multiple spatial and temporal scales to shape the earth's biodiversity.* *Bioscience* 51, 15-24.
- Tieri, M. P., Pece, M. A., Comeron, E. A., Maciel, M. G., Scandolo Lucini, D. E., Castignani, H., ... & Garcia, K. E. (2014). Evaluación de la sustentabilidad de un tambo de alta productividad con especial énfasis en los aspectos ambientales. EEA Rafaela.
- Tilman, D., P. Kareiva. 1997. *Spatial ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions.* Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Tischler, R. 1949. *Grundzugüe der terrestrischen Tierökologie.* F. Wieweg & Sohn, Braunschweig. pp. 1-486.
- Toselli, M., J.A. Flore, B. Maragoni and A. Masia. 1999. Effects of root-zone temperature on nitrogen accumulation by non-bearing apple trees. *J. Hort. Sci. Biotech.* 74:118–124.
- Turner, M.G., Baker, W.L., Peterson, C.J. and Peet, R.K. 1998. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* 1, 511–523

V

- Vassallo, A.I., 1993. Habitat shift after experimental removal of the bigger species in sympatric *Ctenomys talarum* and *Ctenomys australis* (Rodentia: Octodontidae). *Behaviour* 127, 247-263.
- Vega de Seoane, C.L., Fernández, J.B.G., Pascual, C.V. 2007. Manual de restauración de dunas costeras. Direccion General de Costas, Cantabria, España.
- Veneciano, J. H., & Frigerio, K. (2003). Exportación de macronutrientes en sistemas extensivos de San Luis. *INPOFOS. Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 17, 17-22.
- Villanova I., Prieto A. R. y S. Stutz. 2006. Historia de la vegetación en relación con la evolución geomorfológica de las llanuras costeras del este de la provincia de Buenos Aires durante el Holoceno. *Ameghiniana*. 43 (1) artículo on line.
- Violante, R.A. 1992. Ambientes sedimentarios asociados a un sistema de barrera litoral del Holoceno en la llanura costera al sur de Villa Gesell. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 47, 2, 201-214.

- Violante, R. A. y Parker, G. 1993. Evidencias de una ingresi3n marina intercalada entre el Interensenadense y el Belgranense (“Pampeano”) en las 1reas costeras y marinas del noreste bonaerense. In XII Congreso Geol3gico Argentino y II Congreso de Exploraci3n de Hidrocarburos (pp. 252-259).
- Violante, R. A., Parker, G., y Cavallotto, J. L. 2001. Evoluci3n de las llanuras costeras del este bonaerense entre la bahía Samboromb3n y la laguna Mar Chiquita durante el Holoceno. Revista de la Asociaci3n Geol3gica Argentina, 56(1), 51-66.
- Vleck, D., 1981. Burrow structure and foraging costs in the fossorial rodent, *Thomomys bottae*. Oecologia 49, 391-396.

W

- Whitford, W.G. y Kay, F.R., 1999. Bioperturbation by mammals in deserts: a review. J. Arid Environ. 41, 203-230.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. Ecological monographs, 30(3), 279-338.
- Woods C.A. 1984. Histicognath rodents. In Orders and families of recent mammals of the world. Edited by S. Anderson and J.K. Jones. John Wiley, New York. pp. 389–446.

Z

- Zenuto, R. R., Vassallo, A. I., y Busch, C. 2001. A method for studying social and reproductive behaviour of subterranean rodents in captivity. Acta Theriologica, 46(2), 161-170.